Structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens dans des lacs avec et sans omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) en forêt boréale

Annick Drouin, Pascal Sirois et Philippe Archambault

Direction régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
850, Route de la Mer
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

2006

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2628

Pêches et Océans
Fisheries and Oceans

Canada

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 2628

2006

Structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens dans des lacs avec et sans omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) en forêt boréale

Annick Drouin[1], Pascal Sirois[1] et Philippe Archambault

Direction régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3R4

[1] Laboratoire d'écologie aquatique, Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi, 555, Boulevard de l'Université, Chicoutimi, Québec, G7H 2B1

© Sa majesté la Reine du Chef du Canada, 2006.
N° de cat. Fs 97-6/0000 ISSN 0706-6570

On devra citer la publication comme suit :

Drouin, A., P. Sirois et P. Archambault. 2006. Structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens dans des lacs avec et sans omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) en forêt boréale. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2628 : vii + 40 p.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES **1**
LISTE DES TABLEAUX ..... **IV**
LISTE DES FIGURES ..... **V**
LISTE DES ANNEXES ..... **VI**
RÉSUMÉ ..... **VII**
ABSTRACT ..... **VII**
1.0 INTRODUCTION **1**
2.0 MATÉRIEL ET MÉTHODES **2**
2.1 Site d'étude 2
2.2 Étude des communautés d'invertébrés 4
2.3 Étude des amphibiens 5
2.4 Analyses des données 6
2.4.1. Analyses univariées *6*
2.4.2. Analyses multivariées *6*
3.0 RÉSULTATS **7**
3.1 Communautés zooplanctoniques 7
3.1.1. Analyses univariées *7*
3.1.2. Analyses multivariées *10*
3.2 Communautés nectoniques 13
3.2.1 Analyses univariées *13*
3.2.2 Analyses multivariées *15*
3.3 Communautés benthiques 16
3.3.1 Analyses univariées *16*
3.3.2 Analyses multivariées *18*
3.4 Amphibiens 19
3.4.1 Analyses univariées *19*
3.4.2 Analyses multivariées *21*
3.5 Utilisation des lacs sans poissons par le Garrot d'Islande 22
4.0 DISCUSSION **22**
4.1 Communautés zooplanctoniques 22
4.2 Communautés nectoniques et benthiques 24
4.3 Amphibiens 24
4.4 Utilisation des lacs sans poissons par le Garrot d'Islande 25
5.0 CONCLUSION **27**
6.0 REMERCIEMENTS **28**
7.0 RÉFÉRENCES **28**

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Caractéristiques géographiques et morphologiques des lacs étudiés 4
Tableau 2. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté zooplanctonique entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions 9
Tableau 3. Analyses de variance (ANOVA) de l'abondance des principaux organismes zooplanctoniques entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions. 10
Tableau 4. Analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA, Anderson 2005) des assemblages d'espèces zooplanctoniques, nectoniques, benthiques et des amphibiens d'après l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions 12
Tableau 5. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté nectonique entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions 15
Tableau 6. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté benthique entre les traitements (LAP; LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin; juillet; août; septembre) et leurs interactions. 18
Tableau 7. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté d'amphibiens entre les traitements (LAP; LSP) et les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement). 20
Tableau 8. Observations des Garrots d'Islande par le Service canadien de la Faune entre mai et septembre 2003 sur les dix lacs à l'étude. 22

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation de la zone d'étude au Québec et des lacs étudiés à l'intérieur de celle-ci. Les lacs avec poissons sont représentés par les cercles et les lacs sans poissons par les carrés. 3

Figure 2. Moyenne (+ erreur-type) de l'abondance des larves de *Chaoborus* sp. et des caractéristiques univariées des communautés zooplanctoniques entre les lacs avec poissons (noir) et sans poissons (gris) pour chacune des périodes d'échantillonnage..... 8

Figure 3. Cadrage multidimensionnel des indices de dissimilarité de Bray-Curtis des communautés zooplanctoniques des lacs avec (LAP; noir) et sans poissons (LSP; gris) selon les périodes d'échantillonnage (carré= juin, cercle= juillet, triangle= août, losange=septembre)..... 13

Figure 4. Moyenne (+ erreur-type) des caractéristiques univariées des communautés nectoniques entre les lacs avec poissons (noir) et sans poissons (gris) pour chacune des périodes d'échantillonnage. Les lettres différentes illustrent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnages selon le test de Tukey. 14

Figure 5. Cadrage multidimensionnel des indices de dissimilarité de Bray-Curtis des communautés nectoniques des lacs avec (LAP; noir) et sans poissons (LSP; gris) selon les périodes d'échantillonnage (carré= juin, cercle= juillet, triangle= août, losange=septembre). 16

Figure 6. Moyenne (+ erreur-type) des caractéristiques univariées des communautés benthiques entre les lacs avec poissons (noir) et sans poissons (gris) pour chacune des périodes d'échantillonnage. Les lettres différentes illustrent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnages selon le test de Tukey. 17

Figure 7. Abondance moyenne (+ erreur-type) de chacune des espèces d'amphibiens capturées dans les lacs avec poissons (LAP) et les lacs sans poissons (LSP)..... 19

Figure 8. Moyenne (+ erreur-type) des caractéristiques univariées des communautés d'amphibiens entre les lacs avec poissons (LAP) et sans poissons (LSP). Voir le Tableau 6 pour les résultats de l'analyse de variance, ns = non significatif, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.001$. 20

Figure 9. Cadrage multidimensionnel des indices de dissimilarité de Bray-Curtis des communautés d'amphibiens des lacs avec (LAP; cercle noir) et sans poissons (LSP; cercle gris)..... 21

LISTE DES ANNEXES

Annexe A. Liste des taxaons d'organismes zooplanctoniques répertoriés et nombre d'échantillons de lacs avec poissons (LAP, n=60) et sans poissons (LSP, n=60) contenant ces taxons..... 33
Annexe B. Liste des taxons d'organismes nectoniques répertoriés et nombre d'échantillons de lacs avec poissons (LAP, n=80) et sans poissons (LSP, n=80) contenant ces taxons..... 334
Annexe C. Liste des taxons d'organismes benthiques répertoriés et nombre d'échantillons de lacs avec poissons (LAP, n=60) et sans poissons (LSP, n=60) contenant ces taxons..... 38

RÉSUMÉ

Drouin, A., P. Sirois et P. Archambault, 2006. Structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens dans des lacs avec et sans omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) en forêt boréale. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2628 : vii + 41 p.

L'influence de l'ensemencement de lacs sans poissons sur l'intégrité et la diversité biologique demeure méconnue. Notre objectif était de comparer la structure des communautés d'invertébrés et les espèces d'amphibiens entre les lacs avec et sans poissons. Les communautés zooplanctoniques, nectoniques, benthiques et les amphibiens ont été échantillonnés dans cinq lacs sans poissons et dans cinq lacs avec des populations allopatriques d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). La structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens ont été analysées selon des approches univariée (abondance, richesse, indice de diversité de Shannon, équitabilité) et multivariée (PERMANOVA, MDS). Les lacs sans poissons avaient une plus grande abondance d'organismes zooplanctoniques et une plus grande diversité d'amphibiens que les lacs avec poissons. L'approche multivariée s'est avérée plus sensible que l'approche univariée pour illustrer les différences des communautés d'invertébrés entre les types de lac.

ABSTRACT

Drouin, A., P. Sirois et P. Archambault, 2006. Structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens dans des lacs avec et sans omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) en forêt boréale. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2628 : vii + 41 p.

The influence of stocking fishless lakes on the biological integrity and diversity is unknow. The objective was to compare the structure of invertebrate communities and amphibian species between lakes with and without fish. Zooplanktonic, nektonic, benthic communities and amphibians were sampled in five fishless lakes as well as in five lakes containing allopatric populations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). The structure of invertebrate communities and amphibian species were analysed according to univariate (abundance, richness, Shannon's diversity index, equitability) and multivariate (PERMANOVA, MDS) approaches. Fishless lakes had a greater abundance of zooplanktonic organisms and a greater diversity of amphibians than lakes with fish. The multivariate approach seemed to be more sensitive than the diversity indexes commonly used to illustrate the differences in invertebrate communities between both types of lakes.

106-02497/

1.0 INTRODUCTION

En plus d'avoir grandement façonné le relief de la région du Saguenay, la dernière glaciation a aussi influencé la distribution géographique des poissons dans ses bassins versants. Ainsi, sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, au nord du fjord du Saguenay, on peut retrouver, en tête de bassin versant, des lacs qui contiennent des populations allopatriques d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et des lacs qui n'ont jamais été colonisés naturellement par les poissons (Power *et al.* 1973). L'absence de poissons dans ces lacs est due à leur isolation en altitude et non à des paramètres physico-chimiques (pH, oxygène dissout) ne permettant pas la survie des poissons. Certains de ces lacs sans poissons ont déjà été ensemencés pour le profit de la pêche sportive (Lachance et Magnan 1990) et dans le cadre de mesures compensatoires. Depuis 1986, la politique fédérale en matière de gestion de l'habitat du poisson a comme principe directeur de ne pas enregistrer de bilan avec une perte nette d'habitat du poisson (Ministère des Pêches et des Océans 1986). Ceci a pour but de protéger la capacité de production des ressources halieutiques au Canada. L'ensemencement de compensation de lacs sans poissons a donc été envisagé et utilisé afin de pallier à la perte d'habitat engendrée par des projets de grande envergure, telle la construction de barrages hydro-électriques (Hydro-Québec 2000). Par contre, il est important de mentionner que l'ensemencement de compensation est considéré comme une mesure de dernier recours par le Ministère des Pêches et des Océans.

L'introduction de poissons dans des lacs sans poissons permet d'éviter les effets néfastes que l'ensemencement peut occasionner sur les populations indigènes de poissons. Toutefois, ensemencer un tel type de lac consiste en fait à introduire volontairement une espèce exotique dans un écosystème. Cette forme de compensation pourrait s'avérer plus néfaste que bénéfique du point de vue de l'intégrité des écosystèmes et de la conservation de la diversité biologique. En effet, il a été démontré que l'ensemencement de poissons peut avoir des effets négatifs sur les trois niveaux de diversité biologique, soit la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité des écosystèmes (Couture 2002). Le fait que l'ensemencement soit utilisé à des fins de protection et de conservation ne change rien aux répercussions négatives qu'il peut engendrer sur l'environnement. Par exemple, les lacs sans poissons pourraient être impliqués dans la conservation du Garrot d'Islande (*Bucephala islandica*), un canard dont la population de l'est du Canada a reçu le statut d'espèce préoccupante en novembre 2000 (COSEWIC 2003). La sélection du lieu de reproduction par le Garrot serait grandement influencée par l'abondance d'insectes aquatiques, principale source de nourriture des adultes et des jeunes lors de cette période (Eriksson 1978, 1983, Einarsson 1987). Une corrélation négative entre l'occupation des lacs par cette espèce et la présence de poissons indique qu'il pourrait y avoir compétition entre le canard et le poisson, qui utilisent la même source de nourriture (Eriksson 1978, 1983, Einarsson 1987, Robert *et al.* 2000).

Il a été démontré que l'introduction de poissons peut contribuer à réduire l'abondance de crustacés zooplanctoniques (Northcote 1988, Chess *et al.* 1993, Bradford *et al.* 1998), de macroinvertébrés benthiques et nectoniques (Northcote 1988, Luecke 1990, Bradford *et al.* 1998) et d'amphibiens (Bradford *et al.* 1998, Pilliod et Peterson 2001, Baber et Babbitt

2003, Knapp 2005). Aussi, les prédateurs n'exercent pas tous le même effet sur la structure des populations de leurs proies. De façon générale, les prédateurs ayant des tailles similaires et qui sont taxonomiquement rapprochés ont un effet équivalent sur les populations de proies (Kurzava et Morin 1998). Plus les prédateurs sont éloignés taxonomiquement, moins ils structurent les populations de proies de façon analogue. Il est donc possible que les insectes et les amphibiens créent une dynamique des communautés tout à fait différente de celle existant en présence de poisson (Kurzava et Morin 1998). De plus, puisque ces lacs sont sans poissons depuis plusieurs milliers d'années, certaines espèces ont pu développer des stratégies adaptatives pour la compétition ou la prédation, dépendamment du principal prédateur présent (McPeek 1990, 1998, Kurzava et Morin 1998).

La présente étude a pour but de caractériser les communautés aquatiques des lacs avec et sans poissons. Les objectifs visés sont tout d'abord de comparer l'abondance, la diversité et les assemblages d'espèces composant le zooplancton, le necton, le benthos, ainsi que les amphibiens, entre des lacs avec poissons et sans poissons. Ensuite, il s'agit d'établir cette comparaison durant la saison estivale pour le zooplancton, le necton et le benthos. La prédation par les poissons est un facteur reconnu pour diminuer l'abondance de certaines espèces et structurer la composition spécifique des communautés (Hrbacek *et al.* 1961, Brooks et Dodson 1965, Carpenter et Kitchell 1993). Les hypothèses sous-jacentes à ces objectifs étaient 1) que les lacs sans poissons pourraient receler une plus grande abondance et diversité d'invertébrés et d'amphibiens que les lacs avec poissons; 2) les assemblages d'espèces devraient également être différents entre les lacs avec poissons et sans poissons. En raison de la variabilité spatiale et temporelle, il est possible que les différences observées entre les deux types de lac ne présentent pas les mêmes patrons de variations sur une échelle temporelle saisonnière.

2.0 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude

Les lacs étudiés se situent en forêt boréale, dans la région du Saguenay, Québec, sur les territoires des ZEC Martin-Valin et Chauvin. Le plan d'expérience comportait cinq lacs avec poissons (LAP) et cinq lacs sans poissons (LSP), qui ont été échantillonnés selon le même protocole à quatre reprises au cours de l'été 2003 (Figure 1). Les LAP étudiés contenaient des populations allopatriques de *S. fontinalis*. Les périodes d'échantillonnage ont été réparties de manière à couvrir toute la période de productivité estivale, soit en juin (entre le 23 et le 29 juin), juillet (entre le 14 et le 19 juillet), août (entre le 11 et le 16 août) et septembre (entre le 8 et le 13 septembre). Les lacs ont été choisis *a priori* en fonction de leurs paramètres morphologiques et géographiques semblables (Tableau 1).

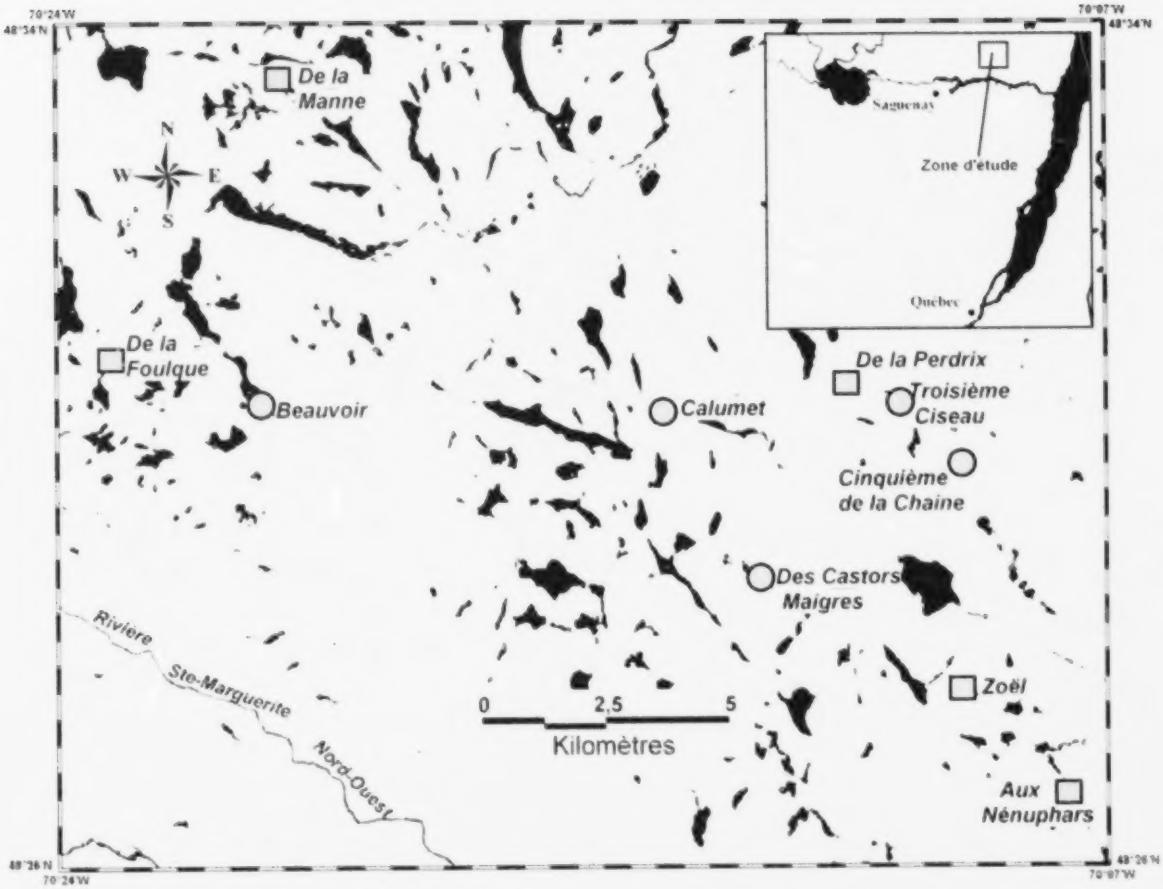

Figure 1. Localisation de la zone d'étude au Québec et des lacs étudiés à l'intérieur de celle-ci. Les lacs avec poissons sont représentés par les cercles et les lacs sans poissons par les carrés.

Tableau 1. Caractéristiques géographiques et morphologiques des lacs étudiés.

	Coordonnées (DMS)	Altitude (m)	Superficie (ha)	Profondeur maximale (m)	Profondeur Secchi [1] (m)	Conductivité [1] (μS/cm)
Lacs avec poissons						
Beauvoir	N 48°30'32'' O 70°21'07''	754	6,7	15	5,4 ± 0,8	13,2 ± 2,3
Calumet	N 48°30'28'' O 70°14'23''	712	3,9	10	3,4 ± 0,5	10,5 ± 1,3
Des Castors Maigres	N 48°28'36'' O 70°12'50''	655	8,6	16	3,0 ± 0,5	10,7 ± 2,3
Cinquième lac de la Chaîne	N 48°29'48'' O 70°09'30''	688	2,0	9	3,0 ± 0,4	12,7 ± 3,1
Troisième lac Ciseau	N 48°30'38'' O 70°10'38''	713	5,1	9	4,5 ± 0,5	9,4 ± 2,5
Lacs sans poissons						
De la Foulque	N 48°31'00'' O 70°23'28''	775	4,9	5	2,3 ± 0,9	15,0 ± 1,5
De la Manne	N 48°34'00'' O 70°20'00''	804	5,4	23	3,6 ± 0,5	6,9 ± 2,2
Aux Nénuphars	N 48°26'15'' O 70°07'47''	621	6,3	8	3,1 ± 0,8	8,4 ± 1,4
De la Perdrix	N 48°30'47'' O 70°11'21''	726	3,3	15	3,3 ± 0,3	9,1 ± 0,1
Zoël	N 48°27'26'' O 70°09'27''	729	3,9	10	3,9 ± 0,6	6,7 ± 1,1

[1] Moyenne pour les quatre périodes d'échantillonnage (+ écart-type).

2.2 Étude des communautés d'invertébrés

Les organismes zooplanctoniques ont été récoltés dans la zone stratifiée des lacs à l'aide d'un filet à plancton de type à contre levier de diamètre de 0,25 m et d'ouverture de maille

de 53 µm. Trois traits verticaux par lac ont été réalisés à leur point le plus profond, à partir de 1 m du fond jusqu'à la surface. L'échantillonnage a été effectué durant le jour entre 9h et 15h. Les organismes nectoniques et benthiques ont été prélevés en zone littorale à partir de stations choisies aléatoirement et situées à moins de 5 m du rivage et à une profondeur de 1 m. Quatre échantillons d'organismes nectoniques par lac ont été obtenus par balayage de la colonne d'eau avec un filet troubleau ayant une ouverture en D de 30,5 x 27 cm et une maille de 1 mm. Trois échantillons d'organismes benthiques par lac ont été récoltés avec le même filet troubleau décrit précédemment, lequel était utilisé pour draguer le substrat sur une distance de 50 cm. Pour chaque échantillon, les animaux ont été préalablement anesthésiés à l'aide d'eau gazéifiée et conservés dans une solution de formaldéhyde 4% tamponnée.

En laboratoire, chaque échantillon d'organismes zooplanctoniques a été divisé en deux fractions de taille, soit de 53-355 µm et >355 µm. Ceci a permis de favoriser autant l'identification des plus gros que des plus petits individus. Toutes les larves de *Chaoborus* sp. (*Diptera, Chaoboridae*) contenues dans la fraction de >355 µm ont été dénombrées et analysées séparément. Un minimum de 120 organismes par échantillon, soit 60 par fraction, a été identifié. Tous les organismes nectoniques contenus dans les échantillons ont été dénombrés et identifiés, sauf pour les échantillons qui possédaient une grande densité d'organismes. Les échantillons contenant >200 individus étaient sous-échantillonnés à l'aide d'un partiteur Folsom de 500 ml. Les organismes benthiques ont été triés et sous-échantillonnés à l'aide d'une méthode quantitative avec un nombre fixe d'organismes (Moulton II *et al.* 2000). Pour chaque échantillon, tous les organismes benthiques plus gros que 6,3 mm ont été identifiés. Un minimum de 100 spécimens par échantillon a été identifié pour les organismes dont la taille était comprise entre 1 et 6,3 mm. Pour les trois groupes d'organismes, l'identification a été faite à l'aide de guides d'indentification, au niveau taxonomique le plus bas possible dépendamment des stades de développement et des phylums (Edmonston 1959; Pennak 1978; Slater et Baranowski, 1978; Merritt et Cummins 1984; Brinkurst 1986; Wiederholm 1986a, 1986b; Peckarsky *et al.* 1990; Thorp et Covich 1991; Wiggins 1996; Rieradevall et Brooks 2001).

2.3 Étude des amphibiens

Contrairement aux communautés d'invertébrés, l'échantillonnage des amphibiens s'est effectué à un seul moment au cours de l'été 2003, soit entre le 29 juillet et le 20 août. Quinze nasses dont l'intérieur a été recouvert de moustiquaire de maille de 1 mm ont été installées de façon aléatoire en zone littorale. L'échantillonnage visait la capture de spécimens aquatiques. Ainsi, les pièges ont été installés de façon à ce que les deux entrées soient submergées. Une partie de la nasse demeurait exposée à l'air afin d'empêcher la noyade des individus métamorphosés. Chacun des lacs a été échantillonné durant deux nuits. Entre chaque nuit de mouillage, les amphibiens capturés dans les nasses étaient identifiés puis relâchés sur place. Les pièges étaient déplacés afin de réduire les chances de recapture. Les amphibiens récoltés furent majoritairement identifiés à l'espèce (Rodrigue 1996; Conant et Collins 1998; Desroches et Rodrigue 2004).

2.4 ANALYSES DES DONNÉES

2.4.1. Analyses univariées

L'abondance totale, la richesse spécifique (S), l'indice de diversité de Shannon-Wiener (*H'*) et l'indice d'équitabilité de Pielou (*J'*) a été compilé pour chacun des groupes d'organismes, dans chaque lac et à chacune des périodes d'échantillonnage. Une analyse de variance (ANOVA hiérarchique à trois facteurs) a été utilisée pour vérifier la variation entre les traitements (LAP et LSP; facteur fixe), les lacs (5 lacs emboîtés par traitement; facteur aléatoire) et les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août et septembre; facteur fixe), ainsi que l'interaction entre ces facteurs. Le test de Tukey a été utilisé pour les comparaisons *a posteriori*. L'homoscédasticité et la normalité ont été vérifiées par la distribution des résidus selon la moyenne des échantillons, comme suggéré par Quinn et Keough (2002). Lorsque nécessaire, des transformations logarithmique (ln(x+1)) ou racine carré ($\sqrt{x}$) ont été utilisées pour satisfaire ces postulats de l'ANOVA.

2.4.2. Analyses multivariées

Des analyses multivariées ont été utilisées pour identifier les différences dans les assemblages d'espèces pour chaque groupe d'organismes, entre chacun des facteurs. Pour chaque groupe d'organismes, une matrice de similarité de Bray-Curtis a été calculée à partir des données transformées à la racine quatrième ($\sqrt[4]{x}$ x) (Bray et Curtis 1957). Cette transformation permet de réduire l'importance des espèces très abondantes et de donner plus d'influence aux espèces rares, tout en conservant l'ordre entre les espèces communes et rares (Clarke et Warwick 1994, Thorne *et al.* 1999). Tel que suggéré par Clarke et Warwick (1994), les espèces ayant une occurrence dans un seul échantillon (voir les listes d'espèces en annexe A, B, et C) ont été retirées des jeux de données utilisés pour le calcul des matrices. La similarité entre les espèces rares a souvent peu de signification et cela permet de réduire le bruit que des valeurs de 0 peuvent produire dans ce type d'analyse (Clarke et Warwick 1994). Une analyse de variance multivariée par permutation (PERMANOVA v.1.6; Anderson 2005) a été utilisée pour tester la dissimilarité des communautés entre les facteurs (traitements; lacs; périodes d'échantillonnage). L'utilisation de cette méthode statistique non paramétrique, basée sur des permutations est libre des postulats de base normalement requis (par ex : normalité) avec des statistiques paramétriques (Legendre et Anderson 1999). L'analyse PERMANOVA calcule une valeur de « *p* » en utilisant des permutations plutôt que de se baser sur une table de valeur de « *p* » standard qui elle nécessite la normalité (Anderson 2005). La relation de dissimilarité entre les échantillons de chacun des traitements a été représentée graphiquement par un cadrage multidimensionnel (MDS pour *Multi-Dimensional Scaling*). Ce type de représentation permet de visualiser la dissimilarité (ou similarité) entre les différents échantillons, en fonction des facteurs à l'étude.

3.0 RÉSULTATS

3.1 COMMUNAUTÉS ZOOPLANCTONIQUES

3.1.1. Analyses univariées

Au total, 51 taxons d'organismes zooplanctoniques (cladocères, copépodes ou rotifères) ont été identifiés pour l'ensemble des quatre périodes d'échantillonnage (Annexe A). Les moyennes des caractéristiques univariées des communautés, soit l'abondance totale des organismes zooplanctoniques, la richesse spécifique, la diversité et l'équitabilité sont illustrées à la Figure 2. La seule différence significative entre les types de lac a été notée sur l'abondance totale des organismes zooplanctoniques. À chacune des périodes d'échantillonnage, le nombre d'organismes zooplanctoniques retrouvés dans les LSP était plus élevé (Tableau 2). Aucune variation significative entre les quatre périodes d'échantillonnage, pour chacune des caractéristiques univariées, n'a été enregistrée. De plus, aucune interaction entre les facteurs principaux, soit le type de lac et les périodes d'échantillonnage, n'a été observée. Une analyse additionnelle sur l'abondance des trois principaux groupes d'organismes retrouvés dans le zooplancton a révélé que l'abondance des cladocères et des copépodes n'était pas différente entre les deux types de lac (Tableau 3). L'abondance des rotifères était quant à elle significativement plus élevée dans les LSP (Tableau 3). L'abondance moyenne des larves de *Chaoborus* sp. avait tendance à être plus élevée dans les LSP à chacune des périodes d'échantillonnage (Figure 2), toutefois cette observation n'est pas significative (Tableau 3). Les diverses analyses de variance réalisées ont révélé qu'il existait une grande variabilité entre les cinq LAP et les cinq LSP échantillonnés et qu'ils ne suivaient pas tous le même profil de variation dans le temps (Lacs(TR) et Lacs(TR)*Périodes, Tableau 2-3).

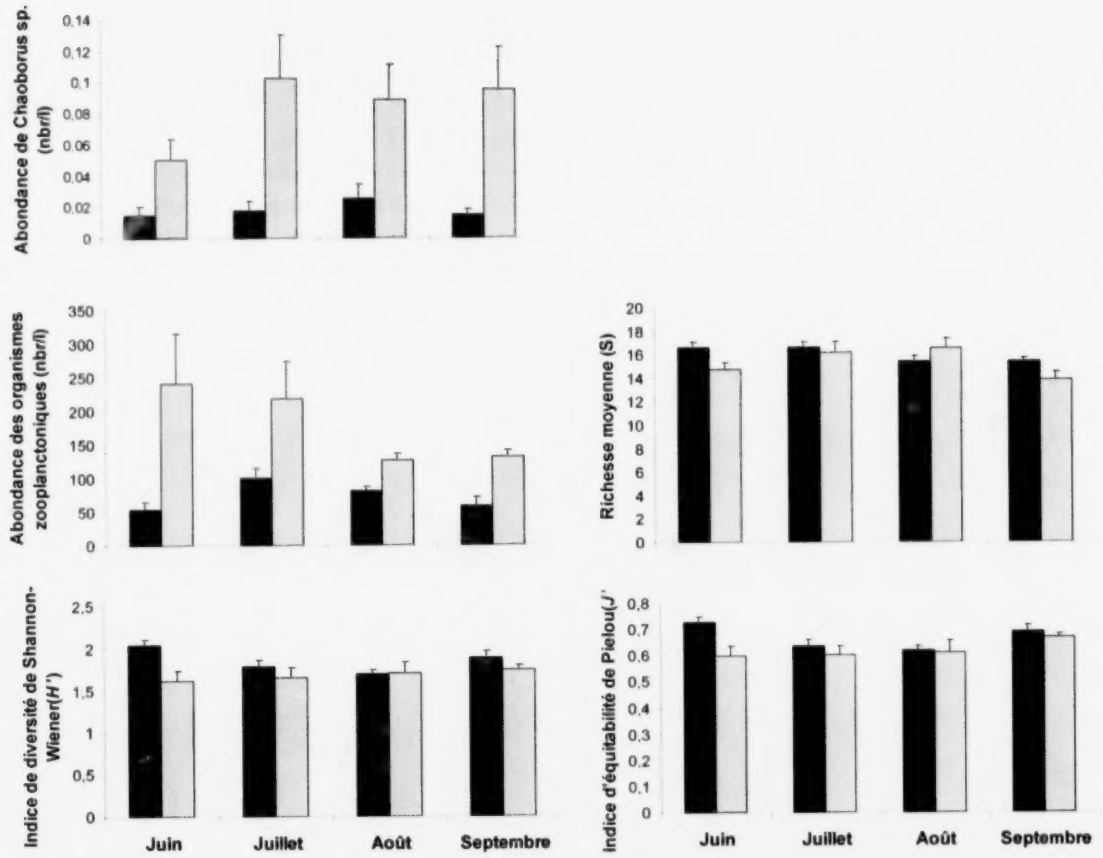

Figure 2. Moyenne (+ erreur-type) de l'abondance des larves de *Chaoborus* sp. et des caractéristiques univariées des communautés zooplanctoniques entre les lacs avec poissons (noir) et sans poissons (gris) pour chacune des périodes d'échantillonnage.

Tableau 2. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté zooplanctonique entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions.

Variable	Source	d.l.*	M.C.*	F	p
Ln (abondance totale +1)	Traitement	1	21,09	6,51	0,0341
	Lacs(TR)	8	3,24	61,21	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	1,59	1,94	0,1504
	TR *Périodes	3	1,07	1,30	0,2968
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,82	15,53	<0,0001
	erreur	80	0,05		
Richesse (S)	Traitement	1	14,70	0,35	0,5690
	Lacs(TR)	8	41,69	18,53	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	16,72	2,70	0,0684
	TR *Périodes	3	13,08	2,11	0,1255
	Lacs(TR)*Périodes	24	6,20	2,75	0,0004
	erreur	80	2,25		
Diversité (H')	Traitement	1	0,85	1,06	0,3327
	Lacs(TR)	8	0,80	34,42	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0,14	0,61	0,6167
	TR *Périodes	3	0,25	1,13	0,3576
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,22	9,62	<0,0001
	erreur	80	0,02		
Équitabilité (J')	Traitement	1	0,07	0,94	0,3604
	Lacs(TR)	8	0,07	30,27	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0,03	1,11	0,3648
	TR *Périodes	3	0,02	0,83	0,4929
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,03	11,39	<0,0001
	erreur	80	0,002		

*d.l. = degrés de liberté; M.C. = moyennes des carrés utilisées pour calculer la valeur de F

Tableau 3. Analyses de variance (ANOVA) de l'abondance des principaux organismes zooplanctoniques entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions.

Variable	Source	d.l.*	M.C.*	F	p
√ abondance larves de *Chaoborus*	Traitement	1	0,63	3,78	0,0877
	Lacs(TR)	8	0,17	65,84	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0,01	1,01	0,5150
	TR *Périodes	3	0,004	0,39	0,8587
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,01	5,03	<0,0001
	erreur	80	0,003		
Ln (abondance cladocère +1)	Traitement	1	5.00	1.96	0.1989
	Lacs(TR)	8	2.55	31.16	<0.0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0.31	0.37	0.7741
	TR *Périodes	3	1.57	1.87	0.1614
	Lacs(TR)*Périodes	24	0.84	10.27	<0.0001
	erreur	80	0.08		
Ln (abondance copépode +1)	Traitement	1	0.06	0.02	0.91
	Lacs(TR)	8	4.02	33.03	<0.0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0.86	2.00	0.14
	TR *Périodes	3	0.81	1.89	0.16
	Lacs(TR)*Périodes	24	0.43	3.53	<0.0001
	erreur	80	0.12		
Ln (abondance rotifère +1)	Traitement	1	32.50	7.88	0.0229
	Lacs(TR)	8	4.12	56.62	<0.0001
	Périodes d'échantillonnage	3	2.43	2.03	0.1354
	TR *Périodes	3	2.03	1.70	0.1945
	Lacs(TR)*Périodes	24	1.19	16.40	<0.0001
	erreur	80	0.07		

*d.l. = degrés de liberté; M.C. = moyennes des carrés utilisées pour calculer la valeur de F

3.1.2. Analyses multivariées

L'analyse de variance multivariée par permutation a démontré que les assemblages d'espèces zooplanctoniques des LAP étaient significativement différents de ceux retrouvés dans les LSP (Tableau 4). Aucune interaction entre les traitements et les périodes d'échantillonnage n'a été observée. La différence entre les assemblages d'espèces a donc persisté tout au long de la période estivale. De plus, les assemblages d'espèces pour les deux types de lac ont varié entre les périodes d'échantillonnage (Tableau 4). Les assemblages d'espèces des LAP et des LSP au mois de juin étaient significativement différents de ceux retrouvés en août et en septembre (PERMANOVA, comparaisons appariées *a posteriori*). Entre les cinq LAP et les cinq LSP étudiés, il existait une grande variabilité spatiale et temporelle des assemblages d'espèces (Tableau 4).

Le cadrage multidimensionnel (MDS) des assemblages du zooplancton, en fonction des deux types de lac étudiés et des périodes d'échantillonnage s'est avéré être relativement une bonne représentation bidimensionnelle des résultats de l'analyse de dissimilarité (Figure 3) étant donné le très grand nombre d'échantillons illustrés (Clarke et Warwick 1994). La valeur de stress du MDS est un indicateur de la justesse de la représentation de la relation entre les échantillons, plus la valeur du facteur est petite, meilleure est cette représentation (Clarke et Warwick 1994). Un facteur de stress élevé, avec une valeur supérieure à 0,2 par exemple, indique une relation difficile à représenter. Le nuage de points représentant les échantillons provenant des LAP y est clairement distinct de celui représentant les échantillons des LSP. Temporellement, les échantillons du mois de juin sont distincts de ceux prélevés au cours des mois d'août et septembre (Figure 3). De plus, la variabilité qui existait entre les assemblages du zooplancton y est nettement illustrée. Il existait des différences significatives entre les assemblages retrouvés parmi les cinq lacs d'un même groupe. Cependant la différence existant entre les LAP et les LSP était toujours plus importante que celle entre les lacs d'un même type (Figure 3).

Tableau 4. Analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA, Anderson 2005) des assemblages d'espèces zooplanctoniques, nectoniques, benthiques et des amphibiens d'après l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions.

Variable	**Source**	**d.l.***	**M.C.***	**F**	***P* (perm)**
Zooplancton	Traitement	1	27940,24	3,52	0,0087
	Lacs(TR)	8	7929,01	36,45	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	4865,44	4,80	<0,0001
	TR *Périodes	3	1284,17	1,27	0,1917
	Lacs(TR)*Périodes	24	1013,67	4,66	<0,0001
	erreur	80	217,50		
Necton	Traitement	1	47051,40	3,68	0,0383
	Lacs(TR)	8	12776,86	5,09	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	11625,40	3,63	<0,0001
	TR *Périodes	3	4628,03	1,45	0,0244
	Lacs(TR)*Périodes	24	3199,31	1,27	0,0002
	erreur	120	2508,02		
Benthos	Traitement	1	8753,01	1,79	0,0231
	Lacs(TR)	8	4892,14	1,80	0,0002
	Périodes d'échantillonnage	3	7837,28	2,99	<0,0001
	TR *Périodes	3	2701,66	1,03	0,3908
	Lacs(TR)*Périodes	24	2618,13	0,96	0,6563
	erreur	80	2717,32		
Amphibien	Traitement	1	7484,71	2,42	0,0879
	Lacs(TR)	8	3089,20	3,00	0,0026
	erreur	10	1030,23		

*d.l. = degrés de liberté; M.C. = moyennes des carrés utilisées pour calculer la valeur de F

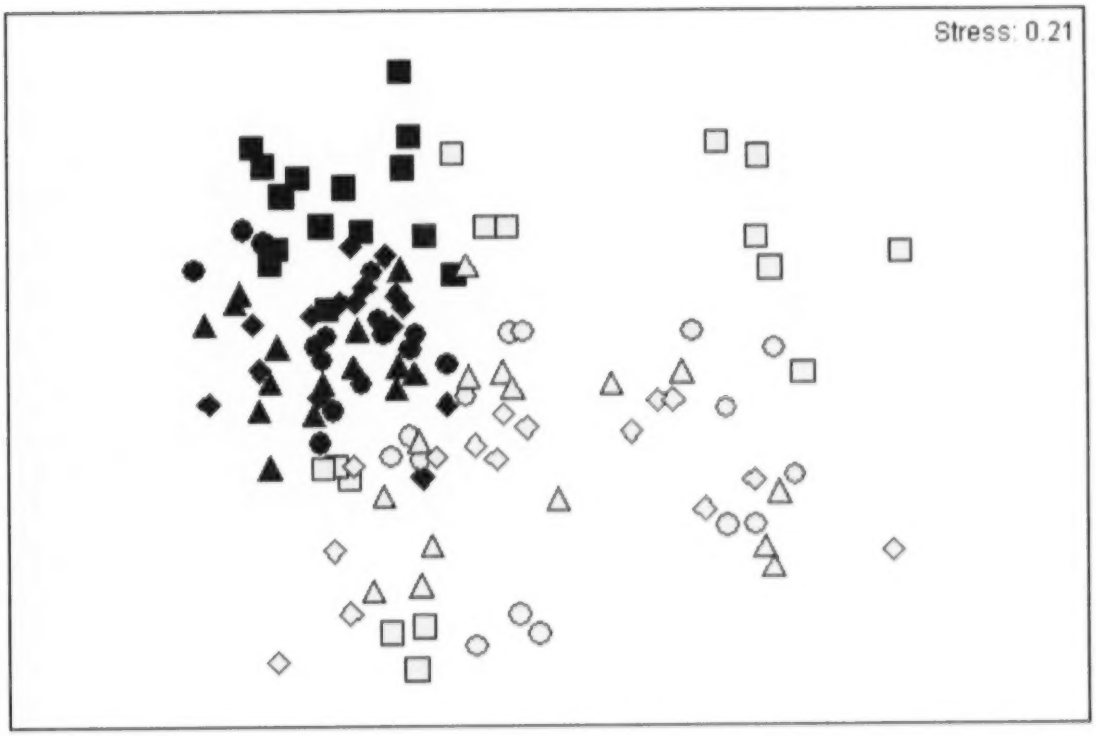

Figure 3. Cadrage multidimensionnel des indices de dissimilarité de Bray-Curtis des communautés zooplanctoniques des lacs avec (LAP; noir) et sans poissons (LSP; gris) selon les périodes d'échantillonnage (carré= juin, cercle= juillet, triangle= août, losange=septembre).

3.2 COMMUNAUTÉS NECTONIQUES

3.2.1 Analyses univariées

Un total de 159 taxons ont été identifiés chez les communautés nectoniques pour les quatre mois d'échantillonnage (Annexe B). La moyenne de l'abondance totale des organismes nectoniques, de la richesse spécifique, de la diversité et de l'équitabilité est illustrée à la Figure 4. Pour chacune de ces caractéristiques, aucune différence entre les LAP et les LSP, ni aucune interaction entre les traitements et les périodes d'échantillonnage n'a été observée (Tableau 5). Temporellement, l'abondance et la richesse spécifique ont varié significativement dans les deux types de lac (Tableau 5). Les résultats du test de Tukey ont démontré que l'abondance totale des organismes nectoniques était plus faible au début de la saison estivale, puis augmentait et devenait significativement plus élevée au mois d'août (Figure 4). Aussi, le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique) chez les deux types de lacs était significativement plus élevé au mois d'août (Figure 4). Une grande variabilité a été observée entre les cinq lacs d'un même traitement pour toutes les caractéristiques, sauf pour la richesse spécifique (Tableau 5).

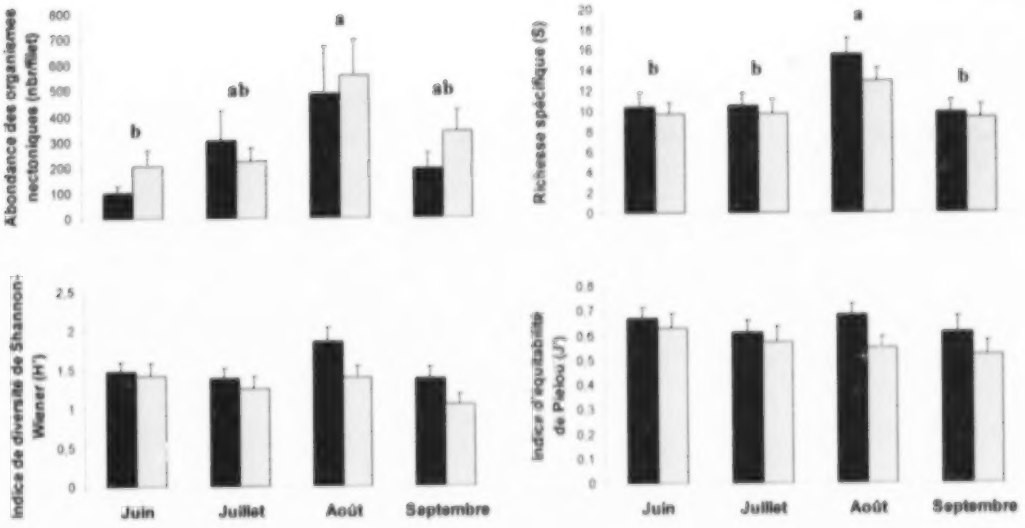

Figure 4. Moyenne (+ erreur-type) des caractéristiques univariées des communautés nectoniques entre les lacs avec poissons (noir) et sans poissons (gris) pour chacune des périodes d'échantillonnage. Les lettres différentes illustrent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnage selon le test de Tukey.

Tableau 5. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté nectonique entre les traitements (LAP, LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin, juillet, août, septembre) et leurs interactions.

Variable	Source	d.l.*	M.C.*	F	*p*
Ln(abondance+1)	Traitement	1	7,39	0,58	0,4673
	Lacs(TR)	8	12,69	9,11	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	7,74	3,49	0,0311
	TR *Périodes	3	0,97	0,43	0,7285
	Lacs(TR)*Périodes	24	2,22	1,59	0,0541
	erreur	120	1,39		
Richesse (S)	Traitement	1	87,02	2,40	0,1602
	Lacs(TR)	8	36,31	0,94	0,4842
	Périodes d'échantillonnage	3	207,78	16,67	<0,0001
	TR *Périodes	3	7,68	0,61	0,6113
	Lacs(TR)*Périodes	24	12,46	0,32	0,9989
	erreur	120	38,51		
Diversité (*H'*)	Traitement	1	2,52	1,82	0,2141
	Lacs(TR)	8	1,39	3,43	0,0014
	Périodes d'échantillonnage	3	1,03	2,37	0,0959
	TR *Périodes	3	0,19	0,43	0,7301
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,43	1,07	0,3829
	erreur	120	0,40		
Équitabilité (*J'*)	Traitement	1	0,20	0,73	0,4172
	Lacs(TR)	8	0,27	6,67	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0,04	0,44	0,7242
	TR *Périodes	3	0,01	0,11	0,9527
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,08	2,07	0,0054
	erreur	120	0,04		

*d.l. = degrés de liberté; M.C. = moyennes des carrés utilisées pour calculer la valeur de F

3.2.2 Analyses multivariées

L'analyse de variance multivariée par permutation a démontré qu'il existait une différence entre les assemblages d'espèces des LAP et des LSP ainsi qu'une interaction entre le traitement et les périodes d'échantillonnage (Tableau 4). Les assemblages d'espèces étaient donc différents entre les deux types de lac, mais le patron de variation au cours de la saison d'échantillonnage n'était pas le même pour les LAP et les LSP. Une grande variabilité dans les assemblages d'espèces nectoniques entre les lacs d'un même traitement et leurs variations dans le temps a été remarquée (Tableau 4).

Le cadrage multidimensionnel des assemblages d'espèces nectoniques en fonction des traitements et des périodes d'échantillonnage s'est avéré relativement une bonne

représentation des résultats de l'analyse de dissimilarité (Figure 5). Un stress de 0,23 pour une représentation de 160 échantillons est acceptable (Clarke et Warwick 1994). Nonobstant un certain chevauchement, deux groupes de points sont clairement identifiables : un pour les échantillons provenant de LAP et un pour les échantillons provenant de LSP (Figure 5). Comme pour les assemblages des organismes zooplanctoniques, les assemblages d'espèces nectoniques au sein des cinq LAP et des cinq LSP étudiés étaient très variables entre eux. Toutefois, les deux groupes de lacs comparés demeuraient différents entre eux (Figure 5).

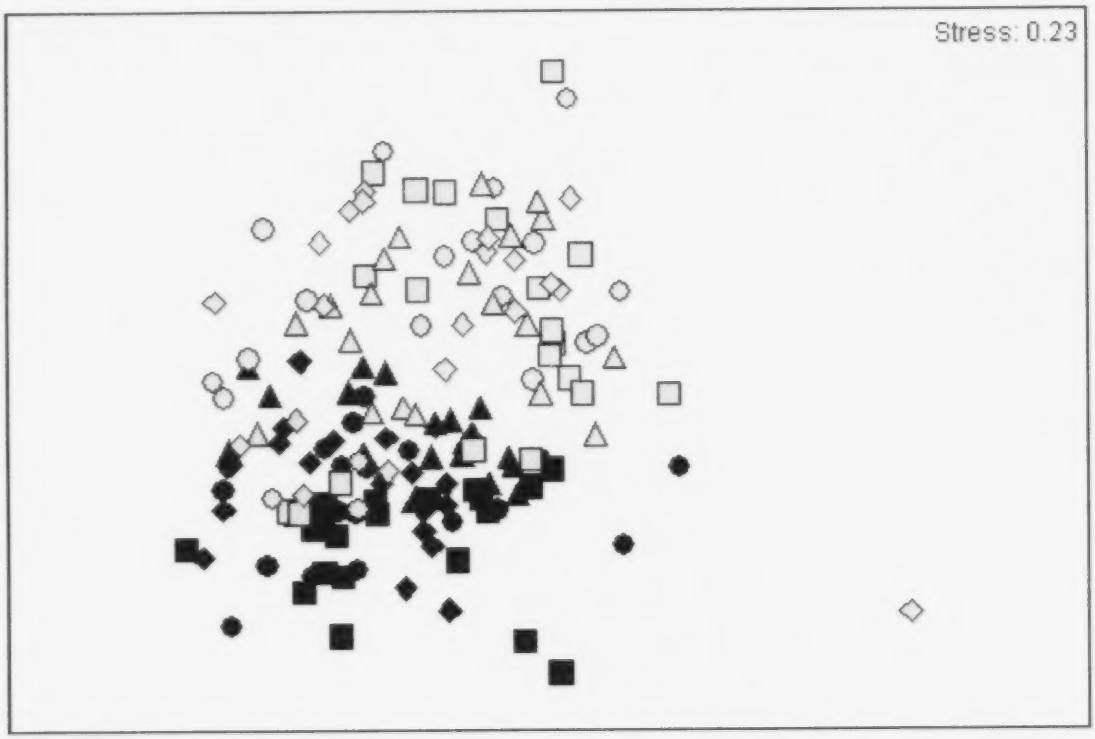

Figure 5. Cadrage multidimensionnel des indices de dissimilarité de Bray-Curtis des communautés nectoniques des lacs avec (LAP; noir) et sans poissons (LSP; gris) selon les périodes d'échantillonnage (carré= juin, cercle= juillet, triangle= août, losange=septembre).

3.3 COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

3.3.1 Analyses univariées

Au total, 165 taxons ont été identifiés chez les communautés benthiques pour toutes les périodes d'échantillonnage (Annexe C). La moyenne pour l'abondance totale des organismes benthiques, la richesse spécifique, la diversité et l'équitabilité est illustrée à la Figure 6. Pour chacune de ces caractéristiques des communautés, aucune différence entre

les LAP et les LSP et aucune interaction entre les facteurs principaux n'a été observée (Tableau 6). Un même patron de variation temporelle entre les périodes d'échantillonnage a été observé chez les deux types de lac pour l'abondance, la richesse et la diversité (Tableau 6). Le test de Tukey a révélé que le nombre d'organismes benthiques, le nombre d'espèces et la diversité étaient plus faibles en juin, puis augmentait vers une valeur maximale dès le mois de juillet (Figure 6).

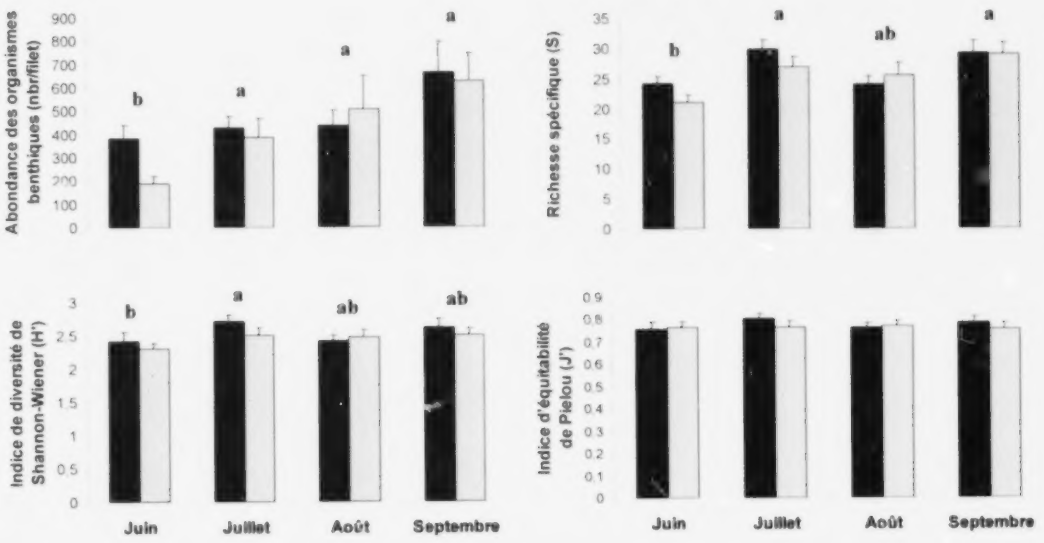

Figure 6. Moyenne (+ erreur-type) des caractéristiques univariées des communautés benthiques entre les lacs avec poissons (noir) et sans poissons (gris) pour chacune des périodes d'échantillonnage. Les lettres différentes illustrent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnages selon le test de Tukey.

Tableau 6. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté benthique entre les traitements (LAP; LSP), les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement), les périodes d'échantillonnage (juin; juillet; août; septembre) et leurs interactions.

Variable	Source	d.l.*	M.C.*	F	*p*
Ln(abondance+1)	Traitement	1	1,99	1,34	0,2808
	Lacs(TR)	8	1,49	3,08	0,0044
	Périodes d'échantillonnage	3	3,68	9,16	0,0003
	TR *Périodes	3	0,77	1,91	0,1543
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,40	0,83	0,6879
	erreur	80	0,48		
Richesse (S)	Traitement	1	40,83	0,55	0,4790
	Lacs(TR)	8	74,04	1,89	0,0726
	Périodes d'échantillonnage	3	283,60	6,38	0,0025
	TR *Périodes	3	37,45	0,84	0,4840
	Lacs(TR)*Périodes	24	44,45	1,13	0,3269
	erreur	80	39,13		
Diversité (*H'*)	Traitement	1	0,22	0,28	0,6100
	Lacs(TR)	8	0,79	6,66	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0,38	4,45	0,0128
	TR *Périodes	3	0,10	1,14	0,3546
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,09	0,73	0,8055
	erreur	80	0,12		
Équitabilité (*J'*)	Traitement	1	0,004	0,07	0,7910
	Lacs(TR)	8	0,05	6,33	<0,0001
	Périodes d'échantillonnage	3	0,003	0,46	0,7146
	TR *Périodes	3	0,004	0,76	0,5287
	Lacs(TR)*Périodes	24	0,006	0,76	0,7689
	erreur	80	0,008		

*d.l. = degrés de liberté; M.C. = moyennes des carrés utilisées pour calculer la valeur de F

3.3.2 Analyses multivariées

L'analyse PERMANOVA a démontré qu'il existait une différence entre les assemblages d'espèces benthiques des LAP et des LSP et aucune interaction entre ces traitements et les périodes d'échantillonnage (Tableau 4). Temporellement, les assemblages d'espèces pour les deux types de lac ont varié selon le même patron de variation entre les périodes d'échantillonnage (Tableau 4). Les assemblages d'espèces benthiques des LAP et des LSP retrouvés au mois de juin et juillet étaient différents entre eux, mais aussi différents des autres périodes d'échantillonnage et il n'y avait pas de différence entre les assemblages retrouvés au mois d'août et septembre (PERMANOVA, comparaisons appariées *a posteriori*). Comme pour les autres communautés d'invertébrés, les assemblages d'espèces associés aux lacs d'un même type étaient très variables entre eux (Tableau 4).

La représentation graphique sous forme de cadrage multidimensionnel n'est pas présentée pour les assemblages d'organismes benthiques. Sa valeur de stress élevée n'en permettait pas une interprétation circonspecte (Clarke et Warwick 1994).

3.4 AMPHIBIENS

3.4.1 Analyses univariées

Au cours de la seule période d'échantillonnage, cinq espèces d'Anoures ont été répertoriées dans les deux types de lac et une seule espèce d'Urodèle dans un LSP (Figure 7). Au total, 118 captures, comprenant 39 spécimens adultes, ont été faites dans les LAP. Dans les LSP, 104 captures ont été faites, comprenant 14 individus adultes. La moyenne observée pour l'abondance, la richesse spécifique, la diversité et l'équitabilité des amphibiens est illustrée à la Figure 8. Les LSP présentaient une richesse spécifique, une diversité et une équitabilité plus élevées que celles mesurées dans les LAP (Tableau 7). Le nombre total d'amphibiens capturés était semblable pour les deux types de lac, mais plus d'individus de chaque espèce ont été capturés dans les LSP (Figure 7). La richesse spécifique, la diversité et l'équitabilité étaient très peu variables entre les cinq LAP et les cinq LSP étudiés (Tableau 7). L'abondance était quant à elle plus variable entre les lacs d'un même type (Tableau 7).

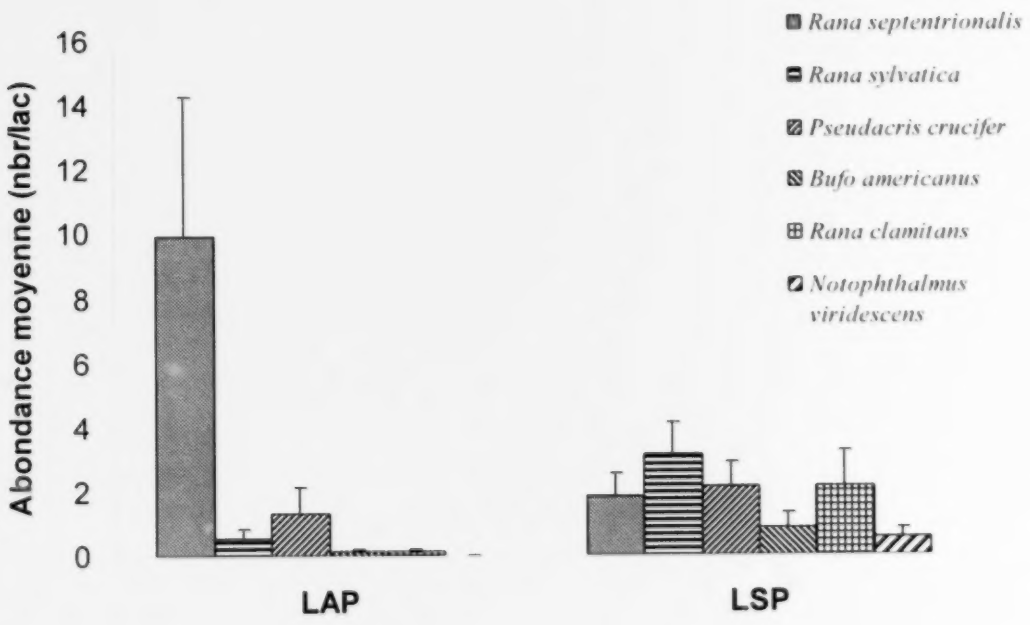

Figure 7. Abondance moyenne (+ erreur-type) de chacune des espèces d'amphibiens capturées dans les lacs avec poissons (LAP) et les lacs sans poissons (LSP).

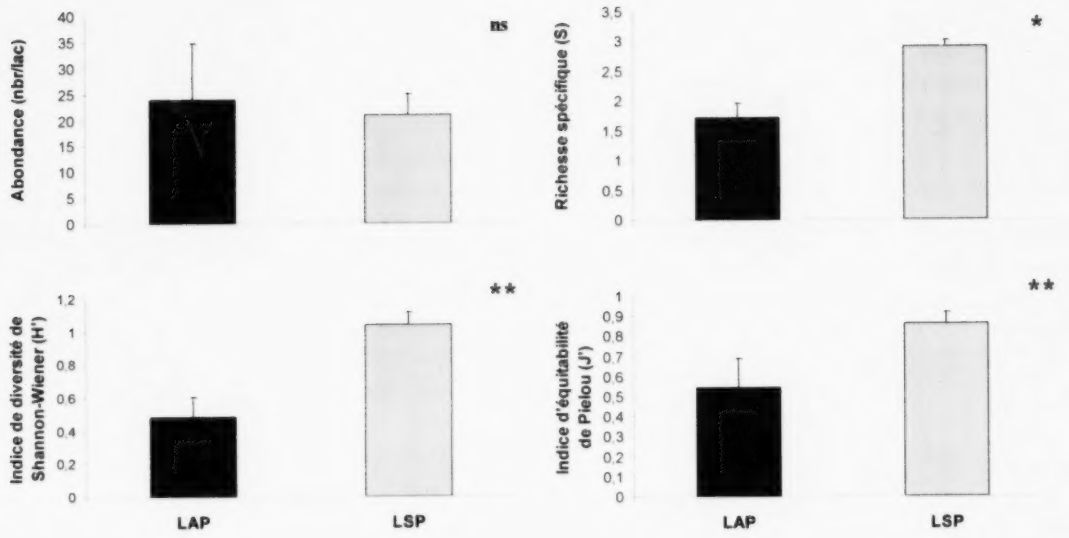

Figure 8. Moyenne (+ erreur-type) des caractéristiques univariées des communautés d'amphibiens entre les lacs avec poissons (LAP) et sans poissons (LSP). Voir le Tableau 6 pour les résultats de l'analyse de variance, ns = non significatif, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.001$.

Tableau 7. Analyses de variance (ANOVA) des caractéristiques univariées de la communauté d'amphibiens entre les traitements (LAP; LSP) et les lacs (facteurs emboîtés dans le traitement).

Variable	**Source**	**d.l.***	**M.C.***	**F**	***p***
Ln(abondance+1)	Traitement	1	0,38	0,31	0,5917
	Lacs(TR)	8	1,21	3,20	0,0444
	erreur	10	0,38		
Richesse (S)	Traitement	1	7,20	19,20	0,0023
	Lacs(TR)	8	0,37	0,47	0,8524
	erreur	10	0,80		
Diversité (*H'*)	Traitement	1	1,87	62,40	<0,0001
	Lacs(TR)	8	0,03	0,29	0,9527
	erreur	10	0,10		
Équitabilité (*J'*)	Traitement	1	1,28	74,48	<0,0001
	Lacs(TR)	8	0,02	0,14	0,9943
	erreur	10	0,12		

*d.l. = degrés de liberté; M.C. = moyennes des carrés utilisées pour calculer la valeur de F

3.4.2 Analyses multivariées

Selon l'analyse multivariée PERMANOVA, les assemblages d'espèces d'amphibiens n'étaient pas significativement différents entre les LAP et les LSP (Tableau 4).

Les données provenant d'une nuit de capture dans un LAP ont été retirées pour la représentation graphique par cadrage multidimensionnel, car aucune capture n'a été faite durant cette nuit de mouillage, ce qui ne permettait pas de réaliser un cadrage multidimensionnel interprétable (Clarke et Warwick 1994). Le MDS des assemblages d'amphibiens en fonction des traitements, illustré à la (Figure 9), s'est avéré une bonne représentation en deux dimensions de la relation multidimensionnelle entre les échantillons, tel qu'indiqué par la valeur de stress de 0,14 (Clarke et Warwick 1994). Par contre, on remarque une tendance à une séparation entre les deux types de lac malgré une très grande variabilité entre les lacs pour un même type.

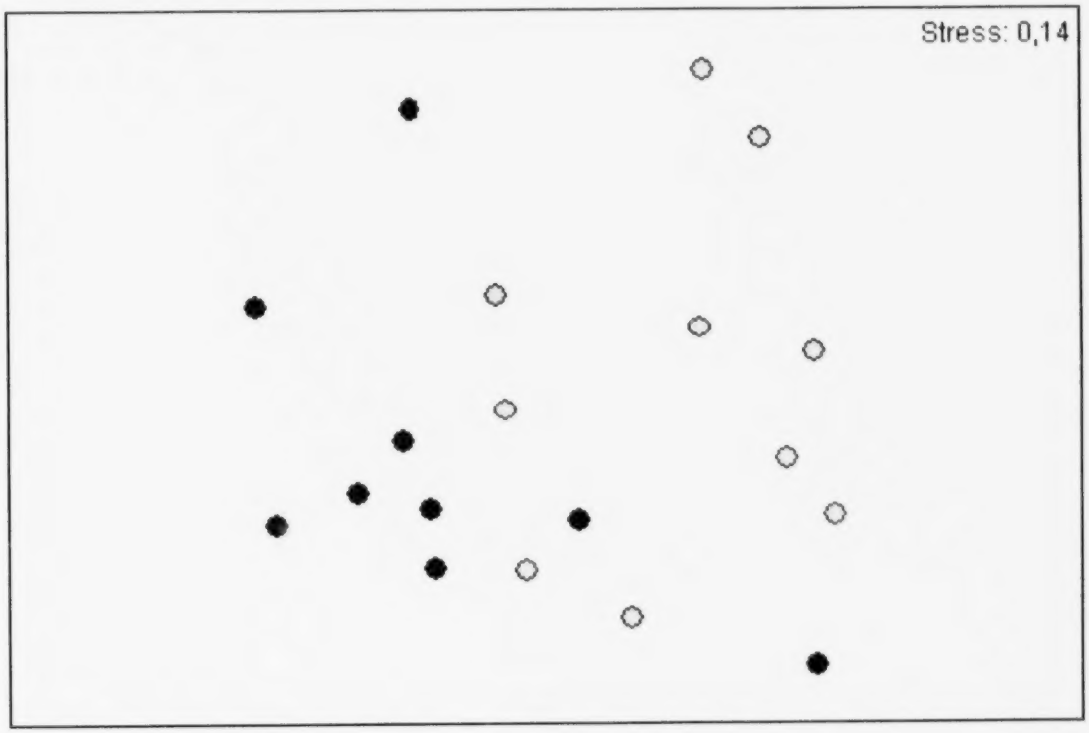

Figure 9. Cadrage multidimensionnel des indices de dissimilarité de Bray-Curtis des communautés d'amphibiens des lacs avec (LAP; cercle noir) et sans poissons (LSP; cercle gris).

3.5 UTILISATION DES LACS SANS POISSONS PAR LE GARROT D'ISLANDE

Parmi les 10 lacs à l'étude, le Garrot d'Islande a été observé sur deux LAP et quatre LSP entre mai et septembre 2003 (Tableau 8). Plus spécifiquement, trois Garrots ont été observés sur les LAP alors que 11 individus ont été observés sur les LSP (Tableau 8).

Tableau 8. Observations des Garrots d'Islande par le Service canadien de la Faune entre mai et septembre 2003 sur les dix lacs à l'étude.

	Nombre de femelles	Nombre de mâles	Nombre de couples	Nombre de jeunes	Nombre Total
Lacs avec poissons					
Beauvoir	0	0	0	0	0
Calumet	0	0	0	0	0
Des Castors Maigres	1	0	1	0	3
Cinquième lac de la Chaîne	1	0	0	0	1
Troisième lac Ciseau	0	0	0	0	0
Lacs sans poissons					
De la Foulque	2	0	0	0	2
De la Manne	0	0	1	0	2
Aux Nénuphars	1	1	0	0	2
De la Perdrix	1	1	1	1	5
Zoël	0	0	0	0	0

4.0 DISCUSSION

4.1 COMMUNAUTÉS ZOOPLANCTONIQUES

Les organismes zooplanctoniques étaient significativement plus abondants dans les LSP, à chacune des périodes d'échantillonnage. La grande abondance des rotifères dans les LSP contribue à la plus grande abondance totale retrouvée. Il est reconnu que le zooplancton peut constituer une petite partie de l'alimentation de l'omble de fontaine vivant en allopatrie (Magnan 1988; Tremblay et Magnan 1991; Lacasse et Magnan 1992). Toutefois, ce sont les plus gros organismes tels les cladocères qui seraient sélectionnés par l'omble de fontaine et leur abondance n'était pas significativement différente entre les LAP et les LSP. Il semble que la présence de l'omble de fontaine influence directement ou indirectement l'abondance du zooplancton. Par contre, d'après nos résultats l'influence ne se ferait pas par l'intermédiaire des cladocères, puisque le nombre de cladocères n'était pas différent entre les deux types de lacs.

En absence de poisson, les larves de *Chaoborus* sp., qui se situent entre les crustacés zooplanctoniques et le poisson dans la chaîne trophique, deviennent le principal prédateur en zone pélagique (Pope et Carter 1975; Zaret 1980; Neil 1981; Pope *et al.* 1989). Celles-ci constituent d'importants prédateurs capables de structurer la communauté zooplanctonique, en exerçant une pression de prédation différente de celle du poisson (Neil 1981; Pope *et al.* 1989). Une plus grande abondance de larves de *Chaoborus* sp. a été retrouvée dans les échantillons de zooplancton, de necton et de benthos des LSP. En outre, des travaux récents ont montré que cette différence pouvait être significative dans le zooplancton (P. Archambault et P. Sirois, données non publiées). Les espèces de *Chaoborus* sp. adoptent des stratégies différentes pour faire face à la pression de prédation propre à leur environnement. Plusieurs espèces qui vivent en présence de poissons effectuent une migration verticale, s'enfouissant dans les sédiments durant le jour et remontant dans les couches limnétiques supérieures durant la nuit pour s'alimenter tout en évitant la prédation (Berendonk *et al.* 2003). *C. americanus*, une espèce de grande taille qui n'effectue pas de migration diurne se retrouverait particulièrement dans les LSP (Pope *et al.* 1973; Berendonk *et al.* 2003; Wissel *et al.* 2003). Il est donc possible que la composition spécifique des larves de *Chaoborus* sp. soit différente entre les deux types de lacs étudiés. De plus, la migration diurne serait un comportement propre aux larves les plus matures, soit des III^{ième} et IV^{ième} stades de développement (Luecke 1990; Chess *et al.* 1993). Il est donc possible que la petite taille des larves des deux premiers stades de développement leur procure un refuge plus efficace contre la prédation, ce qui leur permettrait d'utiliser les couches limnétiques supérieures même durant le jour.

L'interprétation des résultats concernant les caractéristiques des communautés dépend fortement de l'approche utilisée. D'après les indices de diversité univariés, soit la richesse (S), l'indice de diversité de Shannon-Weiner (*H'*) et l'équitabilité de Pielou (*J'*), il n'y avait pas de différence entre les communautés zooplanctoniques des LAP et des LSP. Toutefois selon les résultats de l'approche multivariée basée la distance de Bray-Curtis, les communautés zooplanctoniques des LAP seraient très différentes de celle des LSP. À première vue ces résultats semblent se contredire, mais ils sont en fait complémentaires puisqu'ils mesurent des aspects différents des communautés. Ainsi, les deux types de lac avaient en moyenne le même nombre d'espèces présentes (S), selon des rapports de dominance similaire (*H'*, *J'*), mais les assemblages d'espèces variaient. C'est-à-dire qu'en tenant compte de la spécificité des espèces, il semble que le rapport de dominance propre à chaque espèce varie selon le type de lac. Les indices de diversité utilisés sont indépendants des espèces, ce qui les rend moins sensibles et donc moins représentatifs de la véritable structure d'une communauté (Keough et Quinn 1991; Warwick et Clarke 1991). L'approche multivariée permet quant à elle d'étudier plusieurs espèces en relation les unes avec les autres, ce qui permet d'avoir une image plus complète de la structure réelle des communautés étudiées (Keough et Quinn 1991; Warwick et Clarke 1991). Par contre, les résultats de l'approche multivariée sont généralement plus difficiles à interpréter que ceux des indices univariés (diversité, richesse etc.). Ils ne permettent pas de porter un jugement de valeur ou de grandeur sur les différences observées entre les assemblages d'espèces. Toutefois, l'interprétation des résultats de l'approche multivariée peut devenir relativement simple avec une représentation graphique tel le cadrage multidimensionnel (MDS).

4.2 COMMUNAUTÉS NECTONIQUES ET BENTHIQUES

L'abondance des organismes nectoniques et benthiques était similaire dans les LAP et les LSP. Bien que ces organismes constituent une fraction importante de l'alimentation de l'omble de fontaine (Magnan 1988; Tremblay et Magnan 1991; Lacasse et Magnan 1992), leur nombre total ne semblait pas être affecté par la présence de l'omble de fontaine. Il est possible que la complexité de l'habitat littoral fournisse aux populations de proies un refuge contre l'effet direct de la prédation par l'omble de fontaine (Macan 1966; Luecke 1990). De plus, selon Luecke (1990) le mode de sélection des proies et la morphologie buccale des salmonidés ne leur permettraient pas d'exercer une forte prédation sur les organismes essentiellement benthiques. Ainsi, les proies en eau libre seraient plus vulnérables et l'effet de la prédation davantage marqué en zone limnétique qu'en zone littorale. La zone limnétique comportant moins de refuges spatiaux. Cependant, il est possible que la prédation réduise la biomasse des organismes sans affecter leur nombre (Mittelbach 1981). La sélection des proies les plus grosses aurait pour effet de réduire la taille moyenne des organismes retrouvés dans le milieu. Cette hypothèse est tout à fait plausible dans le cas de l'omble de fontaine, lequel est un prédateur visuel sélectionnant les plus grosses proies. Une analyse plus approfondie des spécimens récoltés permettrait de vérifier ce postulat.

Comme chez les organismes zooplanctoniques, les indices de diversité univariés n'ont pas démontré qu'il existe de différence entre les LAP et les LSP, mais les assemblages d'espèces étaient clairement différents. L'approche multivariée s'est avérée plus sensible à la caractérisation des communautés nectoniques et benthiques des LAP et des LSP. La différence entre les assemblages indique que c'est la présence/absence de certaines espèces et/ou leur abondance qui est responsable de la distinction entre les deux types de lac. Il est possible que cette différence soit l'effet de la prédation sélective des taxons les plus gros et les plus mobiles, éliminés en présence de poissons, mais présents en leur absence (Bradford *et al.* 1998). La visibilité des proies est également un critère impliqué dans leur sélection par le poisson (Northcote 1988). Ainsi, les communautés littorales pourraient être composées de taxons d'invertébrés petits et cryptiques dans les LAP et de plus gros taxons dans les LSP. Même si aucune différence n'a été remarquée dans l'abondance totale des organismes nectoniques et benthiques, la différence des assemblages d'espèces démontre que l'omble de fontaine influence directement ou indirectement la présence et l'abondance de certains taxons.

4.3 AMPHIBIENS

Bien que certaines études aient démontré que la présence de poissons réduit l'abondance des amphibiens dans les lacs (Bradford *et al.* 1998; Piliod et Peterson 2001; Baber et Babbitt 2003), le nombre d'amphibiens capturés par unité d'effort n'a pas été différent entre les LAP et les LSP. Il est possible, encore une fois, que la présence de refuges en milieu littoral soit une explication à l'abondance des amphibiens retrouvés dans les LAP. Il a été noté que les têtards ont tendance à s'agréger et à sélectionner des habitats qui permettent de réduire les rencontres avec les prédateurs (Macan 1966; Morin 1986; Hecnar et M'Closkey 1997). Toutefois, il a aussi été observé que les têtards se dispersent

davantage vers la zone pélagique en absence de poissons (Macan 1966). Le protocole d'échantillonnage utilisé n'a pas permis de vérifier si l'omble de fontaine affecte la distribution spatiale des amphibiens, de la zone littorale vers la zone pélagique. À partir de la présente étude, on ne peut exclure l'hypothèse que l'abondance des amphibiens soit plus élevée dans les LSP.

Toutes les espèces ont été retrouvées dans les deux types de lac, sauf le triton vert (*Notophthalmus viridescens*), qui fut répertorié dans un seul LSP. Toutefois, la proportion de chaque espèce était différente selon le type de lac. Dans les LSP, plusieurs espèces montraient une abondance similaire, tandis que dans les LAP la grenouille du nord (*Rana septentrionalis*) était prédominante. Les espèces d'amphibiens ne sont pas toutes aussi vulnérables à la prédation et leur vulnérabilité dépendrait de facteurs comme la taille des individus aux stades adulte et larvaire, le nombre d'œufs pondus et la durée du stade larvaire (Morin 1986; Hecnar et M'Closkey 1997; Baber et Babbitt 2003; Knapp 2005). Il est donc possible que *R. septentrionalis* soit plus apte à supporter la pression de prédation par le poisson. Cette différence dans la proportion de chacune des espèces s'est d'ailleurs traduite par l'observation d'un plus grand nombre d'espèces, une plus grande diversité (*H'*) et une équitabilité (*J'*) plus élevée dans les LSP, malgré le petit nombre d'espèces observées. Une plus grande richesse d'amphibiens dans les LSP a d'ailleurs été remarquée dans plusieurs études (Hecnar et M'Closkey 1997; Ficetola et De Bernardi 2004; Knapp 2005). Selon Piliod et Peterson (2001), les LSP seraient des habitats très importants, à l'échelle des bassins versants, en produisant une grande quantité et diversité d'amphibiens. Les individus migrants des LSP assureraient la dispersion spatiale des espèces et la colonisation d'habitats moins productifs.

L'assemblage d'espèces d'amphibiens n'a pas révélé de différence significative entre les deux types de lac. Néanmoins, ces résultats sont représentatifs d'une période de la saison estivale et il est possible que cette image varie dans le temps. Un échantillonnage étalé sur toute la période estivale permettrait donc de décrire plus précisément les communautés d'amphibiens, en particulier les Urodèles. Une seule espèce de ce groupe a été capturée, même si la région à l'étude fait partie de l'aire de distribution de plusieurs espèces comme la salamandre à points bleus (*Ambystoma laterale*) et la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*). Leurs phases de reproduction se situent à la fin du printemps ou au tout début de la saison estivale (Desroches et Rodrigue 2004) et il n'y a pas eu d'échantillonnage à cette période.

4.4 Utilisation des lacs sans poissons par le Garrot d'Islande

Il est difficile de décrire l'utilisation qui est faite des lacs sans poissons par le Garrot d'Islande à partir des observations de présence/absence des mâles, des femelles et des jeunes. Néanmoins, les observations réalisées par le Service canadien de la Faune montrent clairement que le Garrot d'Islande est plus souvent localisé sur les LSP que sur les LAP. En outre, la présence d'un jeune individu sur un LSP indique qu'il y a eu reproduction sur ce type de lac. Un facteur commun aux aires de reproduction des Garrots serait la productivité des lacs en insectes (Eriksson 1978; Einarsson 1987; Eadie *et al.* 2000). En effet, lorsqu'il séjourne en eaux douces, le Garrot d'Islande se nourrirait à plus de 77% d'insectes tels les

trichoptères, les hémiptères, les éphémères, les odonates et les diptères (Chironomidae et Chaoboridae), en plongeant dans les zones peu profondes (<4 m) (Eadie *et al.* 2000). Selon Eriksson (1978), il y aurait compétition entre canards et poissons, lesquels occuperaient la même niche alimentaire. L'analyse des communautés littorales n'a pas permis de constater une plus grande abondance d'organismes nectoniques ou benthiques dans les LSP, mais la différence entre les assemblages d'espèces démontre que l'omble de fontaine influence bel et bien la présence et l'abondance de certains taxons. Cependant, bien que les résultats permettent de constater une corrélation entre la présence du Garrot d'Islande et les LSP, ils ne permettent pas d'établir un lien de causalité entre ces deux variables. D'autres variables pourraient expliquer la présence du Garrot d'Islande sur les lacs à l'étude, notamment l'absence de pêcheurs sur les LSP.

5.0 CONCLUSION

La structure des communautés d'invertébrés est différente entre les LAP et les LSP et ce résultat dépend de l'approche utilisée. Lors de l'étude des communautés, des mesures univariées telles l'abondance, la richesse spécifique et la diversité sont couramment utilisées, mais ces caractéristiques des communautés sont moins sensibles puisqu'elles sont indépendantes de la nature des espèces présentes (Warwick et Clarke 1991). Selon les résultats obtenus avec les approches univariée et multivariée, la différence qui existe entre les LAP et les LSP serait dépendante de la composition spécifique. Lorsqu'il est question d'intégrité biologique et de biodiversité, cette étude démontre qu'il est important de choisir un type d'analyse sensible à la nature des espèces présentes. L'abondance, la richesse et la diversité ne devraient donc pas être les seuls facteurs sur lesquels s'appuyer pour décrire des communautés, car ils sont moins sensibles à la composition en espèces et donc moins représentatifs des patrons biologiques réels. Même si le nombre total d'amphibiens n'était pas différent entre les LAP et les LSP, la fréquence d'occurrence de chacune des espèces démontre que l'omble de fontaine pourrait moduler la dispersion de ces espèces à l'intérieur du lac, mais aussi à une échelle géographique plus importante.

La différence des assemblages d'espèces entre les LAP et les LSP indique que l'omble de fontaine est un prédateur fonctionnellement distinct des insectes ou des amphibiens prédateurs (Anoures adultes, Urodèles adultes et larvaires). L'introduction de poissons dans des LSP peut donc modifier la dynamique des communautés d'invertébrés et des amphibiens, qui ont évolué en absence d'un prédateur tel le poisson. D'après P. Archambault et P. Sirois (données non publiées), l'ensemencement contribue à éliminer la distinction qui existe entre les LAP et les LSP. En effet, les assemblages d'espèces zooplanctoniques de LSP ensemencé avec de l'omble de fontaine devenaient indissociables de ceux retrouvés dans les LAP. La présente étude démontre que les LSP hébergent des communautés dont la dynamique est distincte pendant la période estivale. Ces lacs peuvent donc contribuer à la diversité des écosystèmes locaux et pour cette raison leur ensemencement à des fins récréatives et de compensation potentielle devrait donc être revu.

6.0 REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Michel Robert du Service canadien de la Faune pour les données d'observation de Garrot d'Islande sur les lacs à l'étude. Louise Cloutier pour la vérification taxonomique. David Cleary, François Villeneuve, Isabelle Poirier, Matthieu Huot et Vicky Bouchard pour les travaux de terrain et en laboratoire. Ces travaux ont été supportés financièrement par la Fondation de la Faune du Québec, Hydro-Québec, Environnement Canada, le Service canadien de la Faune, Pêches et Océans Canada et le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale. Merci à trois réviseurs : Pierre Bérubé, Benoît Couture et Louise Gendron, dont les commentaires ont considérablement amélioré ce rapport.

7.0 RÉFÉRENCES

Anderson, M. J. 2005. PERMANOVA: a FORTAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. 24 p.

Baber, M. J. et K. J. Babbitt. 2003. The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. Oecologia 136: 289-295.

Bradford, D. F., S. D. Cooper, T. M. Jenkins, J. K. Kratz, O. Sarnelle et A. D. Brown. 1998. Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblages in California alpine lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2478-2491.

Bray, J.R. et J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecol. Monogr. 27:325-349.

Brinkhurst, R. O. 1986. Guide to the freshwater aquatic microdrile oligochaetes of North America. Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sc. 84. vi + 259 p.

Brooks, J. L. et S. I Dodson. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. Science 150: 28-35.

Carpenter S. R. et J. F. Kitchell. 1993. The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 385 p.

Chess, D. W., F. Gibson, A. T. Scholz et R. J. White. 1993. The introduction of Lahontan Cutthroat trout into a previously fishless lake: feeding habits and effects upon the zooplankton and benthic community. J. Fresh. Ecol. 8: 215-225.

Clarke, K. R. et R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to satistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth. 144p.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Recherche d'espèces*, [En ligne]. http://www.cosewic.gc.ca/ (Page consultée le 15 mai 2005).

Conant, R. et J. T. Collins. 1998. A field guide to reptiles and amphibians of eastern and central North America, third edition, New York. 620 p.

Couture, B. 2002. Les ensemencements de poissons en eaux douces: positifs pour les pêcheurs mais négatifs envers la diversité biologique, l'éthique et le développement durable. Mémoire de maîtrise. Université de Sherbrooke, Sherbrooke. 73 p.

Eadie, J. M., J.-P. L. Savard, et M. L. Mallory. 2000. Barrow's Goldeneye. The Birds of North America 548: 1-32.

Edmondson, W. T. 1959. Fresh-water biology. John Wiley & Sons, Inc., New York. 1248p.

Einarsson, A., 1987. Distribution and movements of Barrow's Goldeneye *Bucephala islandica* young in relation to food. IBIS 130: 153-163.

Eriksson, M. O. G. 1978. Lake selection by Goldeneye ducklings in relation to the abundance of food. Wildfowl 29: 81-85.

Eriksson, M. O. G. 1983. The role of fish in the selection of lakes by nonpiscivorous ducks: Mallard, Teal and Goldeneye. Wildfowl 34: 27-32.

Desroches, J.-F. et D. Rodrigue. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes. Éditions Michel Quintin, Waterloo. 288 p.

Ficetola, G. F. et F. De Bernardi. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. Biol. Conserv. 119: 219-230.

Hecnar, S. J. et R. T. M'Closkey. 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biol. Conserv. 79: 123-131.

Hrbacek, J., M. Dvorakova, V. Korinek et L. Prochazkova. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 14: 192-195.

Hydro-Québec. 2000. Construction of the Sainte-Marguerite-3 hydroelectric developement 1994-2002 environmental highlights. 24 p.

Keough, M. J. et G. P. Quinn 1991. Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 42: 539-554.

Knapp, R. A. 2005. Effects of nonnative fish and habitat charateristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. Biol. Conserv. 121: 265-279.

Kurzava, L. M. et P. J. Morin. 1998. Tests of functional equivalence: complementary roles of salamanders and fish in community organization. Ecology 79: 477-489.

Lacasse, S. et P. Magnan. 1992. Biotic and abiotic determinants of the diet of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian Shield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1001-1009.

Lachance, S. et P. Magnan. 1990. Comparative ecology and reproductive potential of wild, domestic and hybrids strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2285-2292.

Legendre, P. et M. J. Anderson 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. Ecol. Monogr. 69:1-28

Luecke, C. 1990. Changes in abundance and distribution of benthic macroinvertebrates after introduction of Cutthroat trout into previously fishless lake. Transaction of the American Fisheries Society 119: 1010-1021.

Macan, T. T. 1966. The influence of predation on the fauna of moorland fishpond. Arch. Hydrobiol. 61: 432-452.

Magnan, P. 1988. Interactions between Brook Charr, *Salvelinus fontinalis*, and nonsalmonid species: ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 999-1009.

Merritt, R. W., et K. W. Cummins. 1984. An introduction to the aquatic insects of north America. Kendall Hunt publishing company, Iowa. 862 p.

McPeek, M. A. 1990. Determination of species composition in the Enallagma Damselfly assemblages of permanent lakes. Ecology 71: 83-98.

McPeek, M. A. 1998. The consequences of changing the top predator in a food web: a comparative experimental approach. Ecol Monogr. 68: 1-23.

Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1986. Politique de gestion de l'habitat du poisson du Ministère des Pêches et des Océans. Ottawa, Ontario.

Mittelbach, G. G. 1981. Patterns of invertebrate size and abundance in aquatic habitats. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 896-904.

Morin, P. J. 1986. Interactions between intraspecific competition and predation in an amphibian predator-prey system. Ecology 67: 713-720.

Moulton II, S. R., J. L. Carter, S. A. Grotheer, T. F. Cuffney, et T. M. Short. 2000. Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory: Processing, taxonomy, and quality control of benthic macroinvertebrate samples. Open-file report 00-212. U.S. Geological Survey (USGS), Denver. 49 p.

Neil, W. E. 1981. Impact of Chaoborus predation upon the structure and dynamics of a crustacean zooplankton community. Oecologia 48: 164-177.

Northcote, T. G. 1988. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a «top-down» view. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 361-379.

Peckarsky, B. L., P. R. Fraissinet, M. A. Penton et Jr. D. J. Conklin. 1990. Freshwater macroinvertebrates of northeastern North America. Constock Publishing Associates, Ithaca. 442 p.

Pennak, R. W. 1978. Freshwater invertebrates of the United States, 2nd Ed., John Wiley & Sons, Inc., New York. 803 p.

Pilliod, D. S. et C. R. Peterson. 2001. Local and landscape effects of introduced trout on amphibians in historically fishless watersheds. Ecosystems 4: 322-333.

Pope, G. et J. C. H. Carter. 1975. Crustacean plankton communities of the Matamek River system and their variation with predation. J. Fish. Res. Board Can. 32: 2530-2535.

Pope, G., J. C. H. Carter et G. Power. 1973. The influence of fish on the distribution of *Chaoborus* spp. (Diptera) and density of larvae in the Matamek River system, Québec. Trans. Amer. Fish. Soc. 4: 707-714.

Pope, G., M.-C. Tarissants, J.-J. Frenette, G. Verreault et J.-L. Desgranges. 1989. Effets des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure et les relations trophiques des communautés planctoniques et benthiques : revue des hypothèses. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1687: viii+59 p.

Power, G., G. Pope et B. W. Coad. 1973. Postglacial colonization of the Matamek river, Quebec, by fishes. J. Fish. Res. B. Can. 30: 1586-1589.

Quinn, G. P. et M. J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge. 537 p.

Rieradevall, M. et S. J. Brooks. 2001. An identification guide to subfossil Tanypodinae larvae (Insectia : Diptera : Chironomidae) based on cephalic setation. Journal of paleolimnology, 25: 81-99.

Robert, M., R. Benoît et J.-P. L. Savard. 2000. Cosewic status report on the eastern population of the Barrow's goldeneye (*Bucephala islandica*) in Canada. Canadian Wildlife Service, Sainte-Foy.

Rodrigue, D. 1996. Problématique de l'identification des amphibiens et reptiles du Québec : solutions pratiques. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. 9 p.

Slater, J. A., et R. M. Baranowski. 1978. How to know the true bugs. Wm. C. Brown Company Publishers, Iowa. 256 p.

Thorne, R. S. J., P. Williams et Y. Cao. 1999. The influence of the data transformations on biological monitoring studies using macroinvertebrates. Wat. Res. 33: 343-350.

Thorp, J.H. et A. P. Covich 1991. Ecology and classification of the North American freshwater invertebrates. Academic Press Inc., San Diego. 911 p.

Tremblay, S. et P. Magnan. 1991. Interactions between two distantly related species, Brook Trout (Salvelinus fontinalis) and White Sucker (*Catostomus commersoni*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 857-867.

Warwick, R. M. et K. R. Clarke. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 71: 225-244.

Wiederholm, T. 1986a. Chironomidae of the holarctic region: keys and diagnose, part 1. Larvae. Entomologica Scandinavica Supplement No.19. 1-457 p.

Wiederholm, T. 1986b. Chironomidae of the holarctic region: keys and diagnose, part 2. Pupae. Entomologica Scandinavica Supplement No.19. 1-482 p.

Wiggins, G. B. 1996. Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera). Second edition. University of Toronto Press, Toronto. 457 p.

Wissel, B., N. D. Yan et C. W. Ramcharan. 2003. Predation and refugia: implications for Chaoborus abundance and species composition. Fresh. Biol. 48: 1421-1431.

Zaret, T. M. 1980. Predation and freshwater communities. Yale University Press, New Haven. 187 p.

Annexe A. Liste des taxons d'organismes zooplanctoniques répertoriés et nombre d'échantillons de lacs avec poissons (LAP, n=60) et sans poissons (LSP, n=60) contenant ces taxons.

Organismes			LAP	LSP
Cladocera			2	3
		Bosminidae	17	8
		Alona karua	0	1
		Daphnia sp.	55	23
		Daphnia galeata mendotae	1	0
		Daphnia longiremis	29	0
		*Daphnia pulex**	57	17
		Diaphanosoma brachyurum \ leuchtenbergianum	0	8
		Holopedium gibberum	55	37
		Leptodora kindtii	1	0
		Polyphemus pediculus	1	4
Copepoda				
		Nauplius	60	56
	Calanoida		14	13
		Diaptomidae	33	50
		Aglaodiaptomus sp.	3	20
		Aglaodiaptomus leptopus	0	9
		Aglaodiaptomus spatulocrenatus	16	30
		Leptodiaptomus minutus	47	57
		Epischura lacustris	23	0
	Cyclopoida		48	37
		Acanthocyclops vernalis	1	3
		Cyclops sp.	7	4
		Cyclops scutifer	49	26
		Eucyclops speratus	1	0
		Macrocyclops fuscus	1	0
		Mesocyclops edax \ leuckarti	18	17
		Orthocyclops modestus	0	2
Rotifera			15	21
		Ascomorpha sp.	13	8
		Asplanchna priodonta	0	17
		Cephalodella sp.	1	1
		Collotheca sp.	37	23
		Conochiloides dossuarius	5	42
		Conochilus unicornis	49	22
		Gastropus stylifer	24	29
		Kellicottia bostoniensis	20	30
		Kellicottia longispina	60	38
		Keratella cochlearis	50	53
		Keratella quadrata	42	36
		Keratella taurocephala	7	37
		Lecane sp.	3	2
		Lepadella sp.	1	2
		Monommata sp.	1	0
		Monostyla sp.	2	1
		Notholca sp.	0	1
		Ploesoma sp.	1	10
		Polyarthra sp.	51	56
		Synchaeta sp.	7	22
		Testudinella sp.	1	0
		Trichocerca sp.	6	25
		Trichotria sp.	1	1

*Comprend : *D. pulex*, *D. catawba*, *D. pulicaria* et *D. minnehaha*

Annexe B. Liste des taxons d'organismes nectoniques répertoriés et nombre d'échantillons de lacs avec poissons (LAP, n=80) et sans poissons (LSP, n=80) contenant ces taxons.

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille / Tribu	Espèce	LAP	LSP
Annelida					1	0
	Hirudinea				1	4
		Pharyngobdellida	*Erpobdellidae*		0	2
		Rhynchobdellida	*Glossiphoniidae*		1	0
				Glossiphonia sp.	1	0
				Helobdella sp.	1	1
				Theromyzon sp.	0	1
	Oligochaeta				3	2
			Enchytraeidae		5	4
			Lumbriculidae	*Lumbriculus variegatus*	5	2
			Naididae		9	6
				Amphichaeta sp.	1	0
				Bratislavia sp.	1	0
				Chaetogaster sp.	3	2
				Nais sp.	29	16
				Pristinella sp.	4	3
				Slavina appendiculata	7	3
				Vejdovskyella comata	17	11
Arthropoda						
/Chelicerata		*Acariformes*			7	5
			Arrenuridae	*Arrenurus* sp.	1	3
			Eylaidae	*Eylais* sp.	0	5
			Hydrachnidae	*Hydrachna* sp.	1	2
			Hydrodromidae	*Hydrodroma despiciens*	4	9
			Lebertidae	*Lebertia* sp.	1	0
			Oxidae	*Frontipoda americana*	0	1
			Pionidae		0	2
				Hydrochoreutes sp.	1	0
				Piona sp.	34	10
			Unionicolidae	*Unionicola* sp.	41	5
/Crustacea		*Amphipoda*		*Hyallela azteca*	10	15
		Cladocera	*Bosminidae*		11	2
			Chydoridae	*Alona affinis*	0	1
				Alonopsis elongata	1	0
				Acroperus harpae	0	2
				Eurycercus lamellatus	17	19
			Daphnidae	*Daphnia* sp.	32	12
				Daphnia dentifera\galeata mendotae	1	0
				Daphnia pulex	68	29
				Scapholeberis sp.	3	0
				Simocephalus serrulatus	0	6
			Macrothricidae	*Acantholeberis curvirostris*	4	13
				Ilyocryptus spinifer	0	1
				Ophryoxus gracilis	40	12
			Polyphemidae	*Polyphemus pediculus*	24	13
			Holopedidae	*Holopedium gibberum*	45	18
			Sididae		0	1
				Latona parviremis	10	11

Annexe B. (suite)

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille / Tribu	Espèce	LAP	LSP
Arthropoda						
/Crustacea		*Cladocera*	*Sididae*			
				Latona setifera	4	40
				Sida crystallina	25	42
			Leptodoridae	*Leptodora kindtii*	7	0
		Copepoda			2	3
		/Calanoida			4	4
			Diaptomidae		8	7
				Aglaodiaptomus sp.	0	1
				Aglaodiaptomus leptopus	1	9
				Aglaodiaptomus spatulocrenatus	3	9
				Leptodiaptomus minutus	3	8
			Temoridae	*Epischura lacustris*	3	0
		/Cyclopoida			1	1
				Cyclops sp.	1	0
				Eucyclops agilis	1	0
				Macrocyclops albidus	1	1
				Macrocyclops fuscus	2	2
				Mesocyclops edax\leuckarti	2	1
		/Harpacticoida			0	3
				Attheyella obatogamensis	0	4
				Bryocamptus cuspidatus	0	1
/Uniramia	*Insecta*	*Coleoptera*	*Chrysomelidae*		0	1
			/Galerucinae		0	3
			Dytiscidae		0	2
				Agabus sp.	1	2
			/Ditiscinae	*Dytiscus* sp.	0	3
				Graphoderus sp.	0	2
			/Hydroporinae		0	1
				Oreodytes sp./Hydroporus sp.	1	1
			/Laccophilinae	*Laccophilus* sp.	0	3
			Gyrinidae	*Gyrinus* sp.	0	2
			Staphylinidae		1	1
		Diptera			7	1
			Ceratopogonidae	*Bezzia sp./Palpomyia* sp.	2	3
				Culicoides sp.	2	0
			Chaoboridae		0	4
				Chaoborus sp.	5	52
			Chironomidae		6	4
			/Chironominae		3	0
			/Chironomini		7	5
				Cryptochironomus sp.	1	0
				Cryptotendipes sp.	1	0
				Dicrotendipes sp.	16	21
				Chironomus sp..	1	4
				Endochironomus sp.	6	8
				Lauterborniella sp.	0	2

Annexe B. (suite)

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille / Tribu	Espèce	LAP	LSP
Arthropoda						
/Uniramia	*Insecta*	*Diptera*	*Chironomidae*			
			/Chironominae			
			/Chironomini	*Limnophyes* sp.	0	1
				Microtendipes sp.	10	8
				Nilothauma sp.	0	1
				Pagastiella sp.	5	2
				Parachironomus sp.	4	2
				Polypedilum sp.	4	6
				Stenochironomus sp.	1	0
				Tribelos sp.	1	0
			/Tanytarsini		3	1
				Cladotanytarsus sp.	12	9
				Constempellina sp.	1	0
				Paratanytarsus sp.	12	7
				Stempellinella sp.	0	1
				Tanytarsus sp.	33	31
			/Orthocladiinae		7	17
				Brillia sp.	1	0
				Corynoneura sp.	1	3
				Cricotopus sp.	11	4
				Orthocladius sp.	3	1
				Heterotanytarsus sp.	1	5
				Heterotrissocladius sp.	7	4
				Parakiefferiella sp.	1	0
				Psectrocladius sp.	38	21
			/Tanypodinae		5	7
			/Coelotanypodini	*Clinotanypus* sp.	1	0
			/Pentaneurini		1	1
				Ablabesmyia sp.	20	15
				Guttipelopia sp.	1	0
			/Procladiini	*Procladius* sp.	15	8
		Ephemeroptera			3	5
			Caenidae	*Caenis* sp.	3	0
			Ephemeridae	*Eurylophella* sp.	10	1
			Leptophlebiidae		4	10
			Siphlonuridae		0	1
			Baetidae		0	3
				Siphlonurus sp.	0	1
		Hemiptera	*Corixidae*	*Graptocorixa* sp.	0	1
			/Corixinae		0	4
			/Corixini		0	3
			Mesoveliidae ou			
			Hebridae		1	0
			Notonectidae		0	2
		Hymenoptera	*Formicidae*		0	1
			Megaspilidae		0	1
		Neuroptera	*Sisyridae*	*Sisyra vicaria*	2	0

Annexe B. (fin)

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille / Tribu	Espèce	LAP	LSP
Arthropoda						
/Uniramia	*Insecta*	*Odonata*				
		/Anisoptera	*Corduliidae*		7	9
			Libellulidae	*Leucorrhinia* sp.	0	1
		/Zygoptera	*Coenagrionidae*		11	13
		Trichoptera			3	2
			Hydroptilidae		1	0
				Hydroptila sp.	6	2
				Oxyethira sp.	23	9
			Leptoceridae	*Mystacides* sp.	3	0
				Oecetis sp.	9	7
			Limnephilidae		2	4
				Limnephilus sp./ *Asynarchus* sp.	2	1
				Platycentropus sp.	1	1
			Phryganeidae / *Limnephilidae*		1	0
			Phryganeidae		1	3
				Agrypnia sp./ *Fabria* sp	9	12
				Phryganea sp.	0	2
			Polycentropodidae	*Polycentropus* sp.	14	7
Mollusca	*Gasteropoda*		*Planorbidae*		1	0
			Ancylidae	*Ferrissia* sp.	3	1
Nematoda					25	18
Rotifera				*Trichotria* sp.	1	0
			Conochilidae	*Conochilus unicornis*	9	2
			Flosculariidae		0	1
			Notommatidae		1	0
Tardigrada		*Eutardigrada*			1	1

*Comprend : *D. pulex*, *D. catawba*, *D. pulicaria* et *D. minnehaha*

Annexe C. Liste des taxons d'organismes benthiques répertoriés et nombre d'échantillons de lacs avec poissons (LAP, n=60) et sans poissons (LSP, n=60) contenant ces taxons

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille/ Tribu	Espèce	LAP	LSP
Annelida	*Hirudinea*				1	3
		Pharyngobdellida			1	0
			Erpobdellidae		14	7
				Nephelopsis obscura/ Dina parva	4	2
		Rhynchobdellida	*Glossiphoniidae*		1	0
				Glossiphonia sp.	6	1
				Helobdella sp.	15	19
				Placobdella sp.	1	2
	Oligochaeta				12	0
			Enchytraeidae		20	15
			Lumbriculidae		15	8
				Lumbriculus variegatus	32	16
			Naididae		10	7
				Amphichaeta sp.	13	8
				Arcteonais lomondi	1	0
				Bratislavia sp.	0	1
				Nais sp.	12	6
				Pristinella sp.	11	12
				Slavina appendiculata	3	0
				Vejdovskyella comata	7	2
Arthropoda						
Chelicerata		*Acariformes*	*Arrenuridae*	*Arrenurus* sp.	6	5
			Hydrachnidae	*Hydrachna* sp.	0	2
			Hydrodromidae	*Hydrodroma* sp.	7	14
			Limnocharidae	*Limnochares* sp.	1	4
			Oxidae	*Frontipoda* sp.	1	0
			Pionidae		1	0
				Piona sp.	2	1
			Unionicolidae	*Unionicola* sp.	12	1
				Neumania sp.	0	2
Crustacea		*Amphipoda*		*Hyallela azteca*	23	30
		Cladocera	*Chydoridae*	*Alona affinis*	0	1
				Rhynchotalona falcata	0	1
				Eurycercus lamellatus	20	12
			Daphinidae	*Daphnia* sp.	2	1
				*Daphnia pulex**	19	12
				Simocephalus serrulatus	0	3
			Macrothricidae	*Acantholeberis curvirostris*	11	22
				Ophryoxus gracilis	24	12
			Holopedidae	*Holopedium gibberum*	2	3
			Sididae		0	1
				Latona parviremis	15	17
				Latona setifera	4	34
				Sida crystallina	3	28

Annexe C. (suite)

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille/ Tribu	Espèce	LAP	LSP
Arthropoda						
Crustacea		*Copepoda*				
		Calanoida			1	0
			Diaptomidae		1	0
				Aglaodiaptomus leptopus	0	4
			Temoridae	*Epischura lacustris*	1	0
		Copepoda				
		Cyclopoida		*Cyclops* sp.	4	0
				Macrocyclops albidus	3	3
				Macrocyclops ater	1	0
				Macrocyclops fuscus	0	1
				Paracyclops fimbriatus poppei	0	1
				Bryocamptus sp.	1	1
/*Uniramia*	*Insecta*	*Coleoptera*	*Chrysomelidae*		0	2
				Donacia sp.	0	1
			Galerucinae		0	1
			Dytiscidae		0	2
				Agabus sp.	3	3
				Dytiscus sp.	0	1
				Hydroporus sp.	0	1
				Laccophilus sp.	0	2
				Oreodytes sp.	4	10
			Gyrinidae	*Gyrinus* sp.	0	5
		Diptera	*Ceratopogonidae*		3	0
				Bezzia sp./*Palpomyia* sp.	55	51
				Culicoides sp.	9	4
				Leptoconops sp.	2	1
				Serromyia sp.	0	3
			Chaoboridae	*Chaoborus* sp.	1	21
			Chironomidae		7	5
			Chironominae		2	4
			Chironomini		21	16
				Chironomus sp..	11	3
				Cryptochironomus sp.	13	21
				Cryptotendipes sp.	29	21
				Demicryptochironomus sp.	0	3
				Dicrotendipes sp.	49	49
				Endochironomus sp.	7	18
				Epoicocladius sp.	1	0
				Lauterborniella sp.	2	5
				Microtendipes sp.	33	22
				Nilothauma sp.	11	8
				Pagastiella sp.	28	20
				Polypedilum sp.	45	30
				Pseudochironomus sp.	0	2
				Stenochironomus sp.	0	2
				Stictochironomus sp.	0	1

Annexe C. (suite)

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille/ Tribu	Espèce	LAP	LSP
Arthropoda						
/Uniramia	*Insecta*	*Diptera*	*Chironomidae*			
			Chironominae			
			Chironomini	*Tribelos* sp.	12	11
				Xenochironomus sp.	2	2
			Tanytarsini		29	23
				Cladotanytarsus sp.	48	37
				Paratanytarsus sp.	15	11
				Stempellina sp.	6	5
				Stempellinella sp.	0	5
				Tanytarsus sp.	66	67
			Diamesinae	*Corynoneura* sp.	1	0
				Cricotopus sp.	10	17
				Pagastia sp.	1	0
				Potthastia sp.	1	0
				Protanypus sp.	0	1
			Orthocladiinae		9	7
				Heterotanytarsus sp.	14	25
				Heterotrissocladius sp.	24	26
				Paracricotopus sp.	0	1
				Parakiefferiella sp.	2	1
				Psectrocladius sp.	50	44
			Tanypodinae		4	4
			Coelotanypodini	*Clinotanypus* sp.	28	23
			Pentaneurini		2	2
				Ablabesmyia sp.	39	41
				Guttipelopia sp.	4	1
				Larsia sp.	1	0
				Thienemannimyia sp.	7	2
			Procladiini	*Procladius* sp.	57	54
			Tabanidae		2	7
				Chrysops sp.	1	1
			Tipulidae		1	0
		Ephemeroptera			9	17
			Baetidae		2	1
				Callibaetis sp.	1	3
			Caenidae	*Caenis* sp.	11	1
			Ephemerellidae	*Eurylophella* sp.	10	7
			Ephemeridae	*Litobrancha* sp.	4	6
			Leptophlebiidae		13	23
			Siphlonuridae	*Siphlonurus* sp.	14	14
		Hemiptera			0	1
			Corixidae			
				Corixini	0	28
				Corisella sp.	0	1
				Hesperocorixa sp.	0	2
			Notonectidae	*Notonecta* sp.	0	1
		Megaloptera	*Sialidae*	*Sialis* sp.	17	24
		Neuroptera		*Sisyra* sp.	5	0

Annexe C. (fin)

Phylum / Sous-Phylum	Classe	Ordre / Sous-Ordre	Famille / Sous-Famille/ Tribu	Espèce	LAP	LSP
Arthropoda						
/Uniramia	*Insecta*	*Odonata*				
		Anisoptera			5	0
			Aeshnidae		3	9
			Corduliidae		48	34
			Libellulidae		0	4
				Leucorrhinia sp.	7	8
		Zygoptera			1	1
			Coenagrionidae		14	18
		Trichoptera			3	1
			Hydroptilidae		1	0
				Hydroptila sp.	18	8
				Oxyethira sp.	29	9
			Leptoceridae		4	3
				Ceraclea sp.	4	3
				Mystacides sp.	3	1
				Oecetis sp.	35	15
			Limnephilidae		1	1
				Glyphopsyche sp.	3	0
				Limnephilus sp.	4	0
				Platycentropus sp.	3	0
			Molannidae	*Molanna* sp.	1	4
			Phryganeidae		1	9
				Agrypnia sp./ *Fabria* sp.	9	16
				Banksiola sp.	1	0
			Dipseudopsidae	*Phylocentropus* sp.	7	6
			Polycentropodidae		0	1
				Polycentropus sp.	20	27
Mollusca	*Gastropoda*				5	0
				Ferrissia sp.	3	6
				Planorbella trivolvis	2	0
	Pelecypoda		*Unionidae*		60	49
Nematoda					45	30
Nematomorpha					0	1
Porifera	*Desmospongiae*		*Spongillidae*	*Spongilla* sp.	36	34

*Comprend : *D. pulex*, *D. catawba*, *D. pulicaria* et *D. minnehaha*